RODOLFO CESAR REAL DE ABREU

**ECOLOGIA E CONTROLE DA INVASÃO DE *PINUS*
ELLIOTTII NO CAMPO CERRADO**

**São Carlos – SP
2013**

RODOLFO CESAR REAL DE ABREU

**ECOLOGIA E CONTROLE DA INVASÃO DE *PINUS*
ELLIOTTII NO CAMPO CERRADO**

Tese apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos, da
Universidade de São Paulo, para
obtenção do título de Doutor em
Ciências da Engenharia
Ambiental.

Orientadora:
Dr^a Giselda Durigan

**São Carlos – SP
2013**

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Abreu, Rodolfo Cesar Real de
A162e Ecologia e Controle da invasão de *Pinus elliottii*
no campo cerrado / Rodolfo Cesar Real de Abreu;
orientadora Giselda Durigan. São Carlos, 2013.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em
Ciências da Engenharia Ambiental e Área de Concentração
em Ciências da Engenharia Ambiental -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2013.

1. invasão biológica. 2. biodiversidade de plantas.
3. ecologia de invasões. 4. erradicação. 5. Estação
Ecológica de Santa Bárbara. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Bacharel **RODOLFO CESAR REAL DE ABREU**.

Título da tese: "Ecologia e controle da invasão de *Pinus elliottii* no campo cerrado".

Data da defesa: 28/05/2013

Comissão Julgadora:

Resultado:

Dr^a. **Giselda Durigan (Orientadora)**
(Instituto Florestal do Estado de São Paulo)

aprovado

Prof. Associado **Evaldo Luiz Gaeta Espindola**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

aprovado

Prof. Dr. **Fabio Rubio Scarano**
(Universidade Federal do Rio de Janeiro/UFRJ)

APROVADO

Prof. Dr. **Flávio Antônio Mães dos Santos**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

APROVADO

Dr^a. **Maria José Brito Zakia**
(Zakia e Almeida Assessoria Socioambiental)

aprovado.

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:
Prof. Dr. **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Titular **Denis Vinicius Coury**

AGRADECIMENTOS

Ao longo dos quatro anos de desenvolvimento desta pesquisa, muitas pessoas e entidades de fomento colaboraram nas mais diversas formas até que fosse possível chegar a este produto "final" chamado de tese. Seria impossível listar todos aqui, pois considero que desde perguntas simples e informais sobre invasões biológicas até reuniões para discutir resultados ou metas a serem alcançadas colaboraram para alimentar a principal questão por trás desse estudo: "O que fazer com as espécies invasoras?"

O apoio da família foi fundamental em todo o período. Agradeço especialmente aos meus pais e minha irmã.

Agradeço à Dr^a. Giselda Durigan pela orientação, descontração, ensinamentos e amizade.

Às entidades de fomento à pesquisa CAPES, CNPq e CAPES-FULBRIGHT 2011, pelas bolsas de estudos concedidas.

Aos professores e pesquisadores que aceitaram o convite para participar da banca avaliadora Dr. Fabio Rubio Scarano, Dra. Maria José Brito Zakia, Dr. Flavio Antonio Maes dos Santos, Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola.

Aos professores e pesquisadores suplentes Dra. Alessandra Fidélis, Dr. Marcelo Pereira de Souza, Dra. Vânia Pivello, Dr. Victor Ranieri & Dr. Antônio Carlos Galvão de Melo.

Ao apoio logístico do IF – SP, tanto da Estação Ecológica de Santa Bárbara, onde a pesquisa foi realizada, quanto da Estação Ecológica de Itirapina, onde outros experimentos foram realizados, ainda que não façam parte desta tese. Agradecimentos especiais aos então gestores Adauto Fiorucci (EEcSB) e Paulo Ruffino (EEcI).

Aos amigos que sempre ajudaram nos trabalhos (às vezes árduos) de campo: Giselda, Márcio, Geissianny e Furlan. E também aos que participaram em algum momento: Melo, Wilson, Guto, Talita, Binho, Marcelo e Alemão.

Aos membros da banca de qualificação Dra. Natália Ivanauskas e Dra. Dalva Matos.

Aos grandes amigos da turma de São Carlos. Para não ter chances de esquecer nenhum nome, citarei apenas os da república: Márcio, Guto, Lemão, Valdir, Tiago e Tony. Obrigado pela convivência e por todo o aprendizado.

Aos pesquisadores que ajudaram na difícil tarefa de identificar algumas espécies de cerrado e aumentaram (e muito!) a qualidade da pesquisa: Maura Rejane Mendes, Mariana Sales, Tiago Melo, Francisco F. Miranda Santos, Chesterton Ulisses Orlando Eugenio, Cássia Munhoz e Giselda Durigan.

Aos funcionários que ajudaram na implementação do experimento de manejo, desde o motosserrista Sr. Cido até a brigada de incêndio da EECSB.

Aos funcionários da secretaria do CRHEA, sempre prestativos e apresentando soluções para os problemas dos alunos. Nelson, Claudete e José Luiz, obrigado!

Ao Dr. Emílio Bruna por ter me recebido em seu laboratório na Universidade da Flórida para a realização do "sandwich", pelas sempre construtivas reuniões sobre o trabalho e pela amizade.

Aos amigos do Bruna Lab que muito me ajudaram enquanto estive lá: Ernane, Fabiane, Patrícia, Rosinha, Mollie e Tony. Aos demais "Florida Gators": Paulo Brando, Gaby, Vitor Hugo, Gonzalo, Mariana, Léo, Yamil, entre outros. A convivência com vocês com certeza tornou os dias mais fáceis em um país estrangeiro. GO GATORS!

Ao Dr. Jack Putz por me apresentar a espécie estudada no ambiente original e pelas aulas práticas sobre as savanas de pinheiros.

Aos pesquisadores Dr. Steve Brewer, Dr. Jack Ewel, Dr. Ray Callaway, Dr. Tim Martim, Dr. Eric Jokela e Dr. Luke Flory pela troca de ideias e pelas sugestões sobre a pesquisa.

Aos amigos da FULBRIGHT: Homero e família, Carol, Iryna, Kenia e Marcos, pelos momentos divertidos.

Ao pesquisador Dr. Pablo J. F. P. Rodrigues, pela minha formação acadêmica inicial (IC e mestrado) e amizade.

À Priscila K. Lange pelas dicas de inglês e indexação.

Aos velhos amigos: Maíra, Daniel, Marcão, Izidro, Simone, Mariana, Alex, Dum, Jerônimo, Iuri, Cristóvam, Caverninha, Guilherme, Rômulo, Roberto, Serrano e Vitão por estarem sempre presentes.

Aos amigos que me ofereceram trabalho após o término das bolsas de estudos e indiretamente colaboraram para a finalização da tese: Izar, Leonora e Dudu, valeu!

RESUMO

ABREU, R. C. R.de. **Ecologia e controle da invasão de *Pinus elliottii* no campo cerrado**. 2013 101 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

Os impactos negativos que as espécies invasoras causam aos ecossistemas naturais ou seminaturais são noticiados há pelo menos seis décadas em diferentes partes do mundo. Diversos estudos têm sido realizados visando diagnosticar o processo de invasão, conhecer a ecologia das espécies invasoras e gerar subsídios para o manejo, controle ou erradicação daquelas que causam problemas. No Brasil, a invasão de ecossistemas naturais começou a ser estudada recentemente e muito conhecimento ainda precisa ser gerado para basear a tomada de decisões sobre o problema. Este estudo teve por objetivo descrever o processo de invasão do Cerrado por *Pinus elliottii* e buscar técnicas de manejo viáveis ecológica e economicamente para o controle da invasora. O estudo foi realizado na Estação Ecológica de Santa Bárbara, no município de Águas de Santa Bárbara, São Paulo, em duas frentes de pesquisa: uma para estudar a ecologia da espécie invasora, e a outra para verificar qual seria a técnica de controle mais vantajosa ecológica e economicamente. O estudo de ecologia baseou-se na amostragem de cinco blocos de 10 parcelas, cada uma com área de 10 x 10 m, para o estudo de plantas nativas com altura a partir de 50 cm e, dentro de cada parcela, cinco subparcelas de 1 x 1 m para o estudo de plantas com altura inferior a 50 cm. Em cada bloco as parcelas foram instaladas de forma que todo o gradiente de invasão por *P. elliottii* (desde 0 até 100% invadido) fosse contemplado. A densidade e a riqueza de espécies vegetais, agrupadas quanto à forma de vida, foram analisadas como variáveis resposta ao processo de invasão. Nessas parcelas foram caracterizadas, como variáveis explanatórias, a área basal da espécie invasora, a profundidade da camada de acículas e a abertura de dossel, que poderiam explicar as perdas de diversidade. O experimento de manejo foi realizado em uma área de 70 x 50 m, subdividida em 35 parcelas de 10 x 10 m. Sete tratamentos de erradicação (com cinco réplicas) foram testados, correspondendo a diferentes técnicas de manejo, que foram aplicadas isoladas ou combinadas. As técnicas de controle incluíram o corte raso com motosserra, a injeção de herbicida nos troncos e a aplicação de queimada prescrita. Após a aplicação dos tratamentos, a vegetação espontânea de cerrado foi monitorada por dois anos e comparados os tratamentos, utilizando-se a densidade e a riqueza de plantas nativas em regeneração como indicadores ecológicos de sucesso das técnicas. A viabilidade econômica foi analisada com base em todos os custos envolvidos em cada técnica, discutidos mediante a estimativa do custo do controle precoce da invasão. A pesquisa como um todo possibilitou a descrição, em detalhes, do processo de invasão, assim como a quantificação das perdas de diversidade e identificação dos filtros ecológicos envolvidos no processo. O estudo ecológico mostrou que a espessa camada de acículas depositada pela árvores invasoras quando a invasão se adensa é o principal fator responsável pelo desaparecimento de gramíneas, ciperáceas e indivíduos herbáceos, ou seja, quanto mais acículas depositadas no solo, maior a perda dessas formas de vida. Já o fechamento do dossel provocado pela entrada das árvores invasoras no ambiente savânico prejudicou especialmente os arbustos, fazendo com que desaparecessem em ambientes mais sombreados. Não foi notada nenhuma influência das variáveis estudadas sobre espécies arbóreas em regeneração na comunidade invadida. No experimento de manejo,

diversos tratamentos foram economicamente viáveis, especialmente quando se prevê a comercialização da lenha das árvores invasoras. Isto porque a receita gerada com a venda da madeira pode cobrir os custos de manejo. Além da viabilidade econômica, ao longo dos dois anos de acompanhamento, o tratamento que combinou corte raso com queima das acículas foi o mais indicado, pois cobriu os custos de erradicação e, dentre os tratamentos testados, foi o que apresentou a melhor regeneração natural da vegetação nativa de cerrado. No entanto, a restauração passiva (regeneração natural) do ecossistema densamente invadido após a erradicação é um processo extremamente lento, de modo que os dois anos de estudo levam a crer que intervenções de restauração por meio de plantio serão necessárias para acelerar o processo. Com esta pesquisa, portanto, foi possível compreender os fatores e processos que levam à perda de biodiversidade decorrente da invasão por *Pinus elliottii* e, também, assegurar que é possível a erradicação da espécie invasora. Mas a restauração das áreas densamente invadidas ainda é um obstáculo a ser vencido. Os custos ecológicos e econômicos envolvidos na solução do problema são elevados, mas podem ser minimizados caso seja realizado o controle precoce da invasão.

Palavras chave: invasão biológica, biodiversidade de plantas, ecologia de invasões, erradicação, Estação Ecológica de Santa Bárbara.

ABSTRACT

ABREU, R. C. R.de. **Ecology of invasion and management of slash pine in a Brazilian savanna.** 2013 101 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

Damages caused by invasive species in natural or semi-natural environments have been noticed for at least six decades in different parts of the world. Meanwhile around the world several studies aim to diagnose the invasion process, the ecology of invasive species and to generate knowledge about management, control, or eradication of these species. In Brazil, the studies about invasive species started recently and a lot of research is still needed to support the decision-making, and consequently strengthen the connections between scientists and decision makers. This work aims to describe the invasion process of slash pine in the Cerrado and seek for management solutions to deal with the invasion problem. The study took place at the Santa Bárbara Ecological Station, a reserve located at Águas de Santa Barbara municipality, São Paulo state. Two distinct types of research were performed: the first one focused on the study of the invasion ecology of slash pine, and the second aiming to seek for the ecologically and economically most viable management technique to remove the invasive species from this ecosystem. The ecological study was based on sampling of native plants taller than 50 cm, taken from five blocks of 10 plots (plot area = 10 x 10 m). To study the plants smaller than 50 cm height, samples were taken from five 1 x 1 m subplots placed inside each plot. In each block, the plots were placed with the aim of contemplating the whole range of invasion gradient (0% to 100% of invaded area) by *P. elliottii*. Native plant species were grouped according to their life form, and their density and richness were considered as response variables to the invasion process. In this plots, the basal area of the invasive species, pine needles depth and canopy openness were considered as the explanatory variables, as the oscillations of these variables could justify biodiversity losses. The management experiment was performed in a 70 x 50 m area, divided in 35 plots (10 x 10 m). Seven eradication treatments (with five replicates) were established according to different management techniques applied together or isolated. The control techniques included clear-cut with chainsaw, herbicide injection inside the trunks and prescribed burning. After the application of the treatments, the spontaneous recovery of the grassland vegetation was monitored, and the density and richness of native species were used as indicators of the ecological success of the management techniques. The economical viability was analyzed based on all the costs related to each one of the techniques and compared to an initial invasion control. In general, this work described in details the invasion process at the Cerrado vegetation, quantified biodiversity losses and identified the ecological filters in the invasion process. The increase of the pine needle layer thickness is the main driver of the disappearance of grasses, sedges and forbs. The canopy closure caused by the invasive trees in the open savanna environment was responsible for the decrease of shrubs. None of the explanatory variables influenced the native tree species under regeneration. The management experiment pointed several treatments as economically viable, especially when the timber of the invasive species can be commercialized and, thus, the profits obtained from the sold timber can cover the costs regarding the eradication procedure. In addition to the economical viability, over two years of monitoring the native vegetation, the best treatment was the one that combined

clearcut and prescribed fire. Under this combination of treatments, the spontaneous regeneration of native vegetation had the best performance, and the eradication costs could be covered.. Meanwhile, the passive restoration (natural regeneration) from a densely invaded ecosystem is an extremely slow process. Therefore, after two years of research, it seems reasonable to assume that interfering in the restoration process through plantation is necessary in order to speed up the vegetation recovery. In this work, thus, it was possible to understand the factors and process that cause biodiversity losses promoted by slash pine (*Pinus elliottii*) invasion in the Cerrado, and also to ensure that the eradication of this invasive species is possible in this type of ecosystem. Nevertheless, the restoration of heavily invaded areas is still an issue. The ecological and economic costs related to this problem are high but can be reduced when the early control of the invasion is performed.

Keywords: biological invasion, plant biodiversity, invasion ecology, eradication, Santa Bárbara Ecological Station.

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1:

Table 1. Liocourt q-ratios for the <i>P. elliottii</i> population, Santa Barbara Ecological Station, SP, Brazil, 2010.....	27
---	----

Table 2. Native species regenerating under <i>Pinus elliottii</i> . Number of individuals sampled (n); relative density (RD); dispersal syndrome (DS): anemochory (A), barochory (B) and zoochory (Z); shade tolerance: positive (+) or negative (-); life form: herb (H), shrub (S) or tree (T).....	28
--	----

Appendix 1 Native species (>50 cm height) in the non-invaded area (reference). Number of individuals sampled (n); relative density (RD); number of plots in which the species was recorded (F); dispersal syndrome (DS): anemochory (A), barochory (B) and zoochory (Z); shade tolerance (ST): positive (+) or negative (-); life form (LF): herb (H), shrub (S), climb (C), palm (P) or tree (T).....	33
--	----

Appendix 2 Native species in the cerrado 1 m ² control plots. Number of individuals sampled (n); relative density (RD); number of plots that species were founded (F); dispersal syndrome (DS): anemochory (A), barochory (B) and zoochory (Z); shade tolerance (ST): positive (+) or negative (-); life form (LF): herb (H), shrub (S), palm (P) or tree (T).34	
---	--

CAPÍTULO 2

Tabela 1 – Lista de espécies e grupos funcionais das 250 parcelas de 1m ² . Gramíneas, ciperáceas, herbáceas, arbustos, trepadeiras, palmeiras e árvores (altura ≤ 50 cm)..	56
---	----

Tabela 2 – Lista de espécies e grupos funcionais das 50 parcelas 100m ² . Espécies lenhosas (altura > 50 cm).	59
---	----

CAPÍTULO 3

Tabela 1 – Custo (R\$) e rendimento dos itens necessários para aplicação dos diferentes tipos de tratamentos de erradicação.....	74
---	----

Tabela 2 – Tipos de tratamentos de erradicação de <i>P. elliottii</i> e custo médio por hectare. DP = Desvio padrão; CV = coeficiente de variação.....	82
---	----

Tabela 3 – Valor de mercado (R\$) da lenha de Pinus para árvores em pé. Valor válido para o interior do estado de São Paulo em um raio de 50 km do local de extração da madeira.	83
--	----

Tabela 4 – Custo bruto (R\$ ha ⁻¹) das técnicas de erradicação das árvores invasoras, receita mínima e receita máxima (R\$ ha ⁻¹) que pode ser obtida caso seja comercializada a lenha	
---	--

de *Pinus* de acordo com os preços de mercado (Tabela 2). R mín = receita líquida considerando-se o preço da lenha a R\$ 30,00 por m³; R máx = receita líquida considerando-se o preço da lenha a R\$ 40,00 por m³; Volume estimado de lenha por hectare = 169 m³ 84

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1 – a) Plantio de *Pinus elliottii* (ao fundo) e colonização da espécie em campo cerrado adjacente ao plantio (primeiro plano) no interior do estado de São Paulo; b) Área densamente invadida por *P. elliottii* na Estação Ecológica de Santa Bárbara – SP, Brasil; c) *P. elliottii* no habitat original, em planícies arenosas do sul dos Estados Unidos, Flórida – EUA; d) Borda de área invadida na EESB, onde podem ser observados capins nativos (ao fundo) e a camada de acículas de *Pinus* depositadas sob indivíduo de *P. elliottii*.14

Figura 2 – Mapa da Estação Ecológica de Santa Bárbara, município de Águas de Santa Bárbara, SP. Os círculos verdes indicam as duas áreas de estudo. A: Manejo – Capítulos 1 e 3; B: Ecologia – Capítulo 2 (Adaptado de Melo & Durigan, 2010).15

CAPÍTULO 1

Figure 1. The study area in the Santa Barbara Ecological Station, SP, Brazil. Aerial images illustrate the course of invasion by *Pinus elliottii*; photographs taken in 1976 and 2000, and satellite image (WorldView-1) in 2008. The black rectangles indicate the study area (50 m × 70 m) in the images. In 1976, it was bare soil, and in 2000, it became grassland with the first invasive trees (founders). In 2008, the area had a closed canopy of *P. elliottii*.26

Figure 2. NMDS ordination graph of native species abundance in non-invaded cerrado – reference plots (filled squares – C), invaded plots with founders (filled triangles – P) and invaded plots without founders (open circles – F) in the Santa Barbara Ecological Station, SP, Brazil, 2010. Kruskal Stress = 0.163. Each point represents the composition of vegetation in a single 64 m² plot.27

Figure 3. (a) Diameter histogram of the invasive population. (b) *Pinus elliottii* individuals separated in plots with founders (black bars; n = 11) and plots without founders (grey bars; n = 24), grouped according to diameter range, at the Santa Barbara Ecological Station, SP, Brazil, 2010. Bars correspond to the mean values and lines show standard deviations in number of individuals per plot.28

Figure 4. Views from the study area at the Santa Barbara Ecological Station, SP, Brazil, 2010. Invaded area completely dominated by *Pinus elliottii* (a). Native vegetation in the surrounding non-invaded area used as reference (b).28

Figure 5. Mantel correlogram for the 17-species community in the invaded area, 16 natives and *Pinus elliottii*. See text for details. Abscissa: distance classes (one unit of distance is 2 m); ordinate: standardised Mantel statistic. Empty squares represent non-significant values of the Mantel statistic ($P < 0.05$).29

Figure 6. Comparison of native species richness and density, pine density and basal area between plots without founders and plots with founders. Boxplot (median $\pm$ quartiles).29

CAPÍTULO 2

Figura 1 – RDA parcial de toda a comunidade, incorporando as 50 parcelas estudadas (10 x 10 m – círculos pretos); abundância de espécies por parcela (setas vermelhas); variáveis explanatórias (setas azuis): espessura da camada de acículas, área basal de *Pinus* e fechamento de dossel. Coordenadas geográficas incorporadas na forma de matriz de covariáveis, não mostrada no gráfico. Semiparcial $R^2 = 11,92\%$; $F = 2,15$, P (9999 permutações) $< 0,0001$43

Figura 2 - Modelos Aditivos Mistos Generalizados (GAMM) entre as variáveis selecionadas: profundidade da camada de acículas ou fechamento de dossel para cada grupo funcional de acordo com a forma de vida (herbáceas e arbustos) ou grupo taxonômico (gramíneas e ciperáceas).44

Figura 3 – Modelo de Estado e Transição desenvolvido com base nos dados gerados por este estudo (Capítulos 1, 2 e 3) e apoiados pelo conhecimento heurístico e pela literatura. T = threshold, limiares que precisariam ser transpostos para que ocorresse o avanço da invasão; F = fatores que favorecem a invasão. Setas verticais = processos que promovem a mudança de estados.47

CAPÍTULO 3

Figura 1 – Localização da área de estudo (retângulo vermelho) na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP – Brasil. Fotografia aérea do ano 2000 e imagem de satélite (WorldView-1) do ano de 2008 mostrando a evolução da invasão de *P. elliottii*. No ano 2000, é possível reconhecer árvores esparsas de *Pinus* (fundadores) e no ano de 2008 a mesma área totalmente ocupada por *Pinus*.67

Figura 2 - Densidade de plantas em regeneração (indivíduos ha^{-1}) com altura menor do que 50 cm. (Referência) área de cerrado sem invasão; (T1) corte raso; (T2) corte raso + retirada manual da madeira; (T3) corte raso + retirada manual + remoção de serapilheira; (T4) corte raso + retirada manual + queima da serapilheira; (T5) Morte em pé; (T6) morte em pé + fogo;

e (T7) corte raso + retirada mecanizada. Em cinza claro (ano 1) um ano após a aplicação dos tratamentos; Em cinza escuro (ano 2) dois anos após a aplicação dos tratamentos.76

Figura 3 – Densidade de plantas em regeneração (indivíduos ha^{-1}) com altura menor do que 50 cm um ano após a aplicação dos tratamentos (Boxplot mediana $\pm$ d.p.). (T1) corte raso; (T2) corte raso + retirada manual da madeira; (T3) corte raso + retirada manual + remoção de serapilheira; (T4) corte raso + retirada manual + queima da serapilheira; (T5) Morte em pé; (T6) morte em pé + fogo; e (T7) corte raso + retirada mecanizada.77

Figura 4 – Densidade de plantas em regeneração (indivíduos ha^{-1}) com altura a partir de 50 cm. (Referência) área de cerrado sem invasão; (T1) corte raso; (T2) corte raso + retirada manual da madeira; (T3) corte raso + retirada manual + remoção de serapilheira; (T4) corte raso + retirada manual + queima da serapilheira; (T5) Morte em pé; (T6) morte em pé + fogo; e (T7) corte raso + retirada mecanizada. Barra em cor preta - Referência; Barras em cinza claro - (Pré) medida anterior à remoção da espécie invasora; Em cinza escuro - um ano após a aplicação dos tratamentos; Em branco - dois anos após a aplicação dos tratamentos.78

Figura 5 – Cobertura de copas ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) com altura a partir de 50 cm, um ano após a aplicação dos tratamentos (Boxplot mediana $\pm$ d.p.). (T1) corte raso; (T2) corte raso + retirada manual da madeira; (T3) corte raso + retirada manual + remoção de serapilheira; (T4) corte raso + retirada manual + queima da serapilheira; (T5) Morte em pé; (T6) morte em pé + fogo; e (T7) corte raso + retirada mecanizada.79

Figura 6 – Taxa de mortalidade das plantas com altura a partir de 50 cm decorrente da aplicação dos tratamentos (Boxplot mediana $\pm$ d.p.). (T1) corte raso; (T2) corte raso + retirada manual da madeira; (T3) corte raso + retirada manual + remoção de serapilheira; (T4) corte raso + retirada manual + queima da serapilheira; (T5) Morte em pé; (T6) morte em pé + fogo; e (T7) corte raso + retirada mecanizada.80

Figura 7 – Proporção de espécies (esquerda) e de indivíduos (direita) de diferentes formas de vida encontrados um ano após a aplicação dos tratamentos de remoção da espécie invasora na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP.81

Figura 8 – Custo ($\text{R\$ ha}^{-1}$) dos sete tratamentos aplicados para remoção da espécie invasora *P. elliottii* em campo cerrado.82

SUMÁRIO

Introdução Geral	9
Áreas de Estudo	13
Referências Bibliográficas	16

Capítulo 1

Mudanças na comunidade de plantas de Cerrado após 22 anos de invasão por

<i>Pinus elliottii</i> Engelm.....	18
------------------------------------	----

Resumo	19
---------------------	-----------

Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by <i>Pinus elliottii</i> Engelm.....	23
--	-----------

Introduction	23
---------------------------	-----------

Materials and methods.....	24
-----------------------------------	-----------

<i>Study areas</i>	<i>24</i>
--------------------------	-----------

<i>Pinus elliottii</i>	24
------------------------------	----

<i>Sampling</i>	24
-----------------------	----

<i>Data analysis</i>	<i>24</i>
----------------------------	-----------

Results	25
----------------------	-----------

<i>The course of invasion</i>	<i>25</i>
-------------------------------------	-----------

<i>Structure of the invasive population</i>	<i>25</i>
---	-----------

<i>Diversity and floristic composition – invaded versus non-invaded plots</i>	<i>25</i>
---	-----------

Discussion.....	27
------------------------	-----------

Conclusions	30
--------------------------	-----------

Acknowledgements	30
-------------------------------	-----------

References	31
-------------------------	-----------

Capítulo 2

Mudanças nos filtros ecológicos e perda de diversidade de plantas nativas após invasão por <i>Pinus elliottii</i> no Cerrado	35
---	-----------

RESUMO	36
---------------------	-----------

INTRODUÇÃO	37
-------------------------	-----------

MÉTODOS	39
Área de Estudo e Espécie	39
Pinus elliottii var. elliottii	39
Padrões da comunidade	39
Grupos funcionais e perdas de biodiversidade	41
Modelo de Estados e Transições	41
RESULTADOS.....	42
Padrões da comunidade	42
Grupos funcionais e perdas de biodiversidade	43
Regras de Montagem e Modelo de Estados e Transições	44
DISCUSSÃO	48
CONCLUSÕES	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52
 Capítulo 3.....	 61
Avaliação econômica e ecológica da erradicação de <i>Pinus elliottii</i> em área de Cerrado densamente invadida.....	61
RESUMO	62
INTRODUÇÃO	63
Área de Estudo.....	66
Legislação vigente	68
Técnicas de erradicação.....	68
Desenho experimental	69
Aplicação dos Tratamentos	69
<i>Corte raso (T1, T2, T3, T4 e T7)</i>	<i>69</i>
<i>Aplicação do herbicida (T5 e T6).....</i>	<i>70</i>
<i>Preparo do terreno para aplicação da queimada prescrita (T4 e T6).....</i>	<i>70</i>
Coleta de dados.....	71
Análise de dados.....	71
<i>Cálculo do volume de madeira.....</i>	<i>72</i>
<i>Indicadores para avaliação dos tratamentos</i>	<i>73</i>
Análises Estatísticas	75
RESULTADOS.....	76
Aspectos Ecológicos.....	76
Aspectos Econômicos.....	81
DISCUSSÃO	85
Ecologia da Invasão.....	85
Custos Econômicos.....	86
O contrassenso do invasor que gera renda.....	88

CONCLUSÕES	89
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	90
Implicações para a prática	93

Introdução Geral

Invasões biológicas são um problema mundial que afeta desde grandes continentes até ilhas isoladas. Países como África do Sul, Austrália, Brasil, EUA e Nova Zelândia gastam anualmente milhões de dólares em tentativas de minimizar os problemas causados, de controlar, ou de erradicar populações dessas espécies e recuperar ou restaurar ambientes invadidos (Pimentel et al., 2001). Além dos prejuízos econômicos, espécies exóticas invasoras podem causar grandes prejuízos ambientais e ecológicos, podendo inclusive ameaçar a saúde humana. Os exemplos podem variar desde pragas de lavouras (por exemplo, besouros, caramujos e percevejos) até doenças transmitidas por vetores (dengue) ou vírus (gripe suína, gripe aviária). Em ambientes naturais, o regime hidrológico pode ser alterado (De Wit, Crookes, Van Wilgen, Wit, & Wilgen, 2001; Dye & Jarman, 2004; D. Le Maitre, Versfeld, & Chapman, 2000; D. Le Maitre, Wilgen, & Chapman, 1996) e, indiretamente, toda a agricultura de uma região pode ser comprometida.

A Convenção da Diversidade Biológica (CDB) é uma iniciativa mundial que visa a preservação da biodiversidade, à qual já aderiram 168 países. No Brasil, a CDB foi assinada em 1992 durante a ECO-92 e ratificada pelo Congresso Nacional em 1994 (Decreto Legislativo nº 2 de 1994). Dentre os objetivos da CDB estão a conservação da diversidade biológica, a utilização sustentável de seus componentes e a repartição justa e equitativa dos benefícios derivados da utilização dos recursos genéticos. Para a CDB, cada país tem soberania sobre os recursos genéticos existentes em seu território, assim como o dever de preservá-los. No 8º artigo, ao tratar da conservação *in situ* de espécies da fauna e da flora, um dos deveres de cada país signatário é: “*Impedir que se introduzam, controlar ou erradicar espécies exóticas que ameacem os ecossistemas, habitats ou espécies*” (CBD – artigo 8, parágrafo h). Na Décima Conferência das Partes da Convenção sobre a Biodiversidade Biológica, realizada no ano 2010 em Nagoya – Japão, foram estabelecidas as “Metas de Aichi” que tratam da atualização dos planos estratégicos e das metas para o Plano Estratégico para a Biodiversidade no período 2011 – 2020. Dentre as Metas de Aichi, o Objetivo Estratégico B procura traçar metas que reduzam a pressão direta sob a biodiversidade e promovam o uso sustentável dos recursos naturais de cada país. A 9ª Meta deste Plano Estratégico estabelece que, até o ano 2020, todas as espécies invasoras e vias de entrada sejam identificadas e priorizadas, que espécies prioritárias sejam controladas ou erradicadas, e que sejam adotadas medidas para prevenir a introdução e o estabelecimento das espécies

invasoras. Depreende-se, facilmente, que para atender às metas da Convenção, é preciso avançar com as pesquisas, especialmente as de caráter aplicado que possam dar suporte às ações relativas a espécies exóticas invasoras em todo o mundo.

Dentre os organismos invasores de ambientes naturais, algumas espécies de plantas do gênero *Pinus* se destacam. Originário do Hemisfério Norte, o gênero *Pinus* é composto por 111 espécies, das quais pelo menos 22 são invasoras em alguma parte do mundo (David M. Richardson & Rejmánek, 2011; D. Richardson, 2006). Amplamente utilizadas na silvicultura para produção de madeira, celulose ou produtos não madeireiros, como plantas ornamentais ou para o controle de erosão, as árvores de *Pinus* conseguem escapar dos plantios e invadir áreas naturais (Higgins & Richardson, 1998; Procheş, Wilson, Richardson, & Rejmánek, 2011; D. M. Richardson, Williams, & Hobbs, 1994), especialmente savanas úmidas, ecossistemas arbustivos ou campos graminóides (David M Richardson, 1998). Em regiões savânicas na África do Sul, as árvores invasoras de espécies do gênero *Pinus* influenciam negativamente a disponibilidade de água de reservatórios e lençóis freáticos (D. Le Maitre et al., 1996). Isto acontece porque as raízes dos pinheiros, geralmente mais profundas do que as de arbustos, ervas e gramíneas nativas, conseguem atingir o lençol freático mais facilmente, consumindo água e provocando uma cascata de alterações nos processos ecossistêmicos e na biodiversidade local (D. C. Le Maitre, Scott, & Colvin, 1999; D. Le Maitre et al., 1996).

Na América do Sul, é notável a alteração da estrutura da vegetação provocada pela invasão por pinheiros em campos graminóides (Zalba & Villamil, 2002; Cuevas & Zalba, 2009; Langdon et al., 2010). Campos graminóides e campos com vegetação arbustiva são densamente povoados por árvores invasoras e a vegetação anterior é gradativamente substituída (Abreu & Durigan, 2011). Uma vez que a teoria ecológica mostra que a invasividade da espécie é mais previsível quando a espécie já é considerada invasora em outras partes de mundo (Richardson & Rejmánek, 2011), é esperado que algumas das espécies utilizadas na silvicultura e que já tenham sido consideradas invasoras em outras regiões sejam mais propensas a se tornar invasoras. Este é o caso da espécie norte-americana *Pinus elliottii*, que foi introduzida para silvicultura no Hemisfério Sul. Embora anteriormente classificada com potencial invasivo moderado (Rejmánek & Richardson, 1996), atualmente a espécie tem se destacado como invasora agressiva em países como: África do Sul, Argentina, Austrália, Brasil, EUA (Hawaii) e Nova Zelândia (Richardson & Rejmánek, 2004, 2011).

Entretanto, embora os impactos e as alterações em nível de paisagem de campos graminóides invadidos (Zalba & Villamil, 2002; Ghersa et al., 2002) e o processo invasivo (Langdon et al., 2010) sejam bem documentados, surpreendentemente pouco se sabe sobre como a invasão por *Pinus* afeta a biodiversidade local. Em parte, isso se deve à fase de latência (*lag phase*) que ocorre antes da invasão massiva pela espécie, pois embora a espécie tenha sido introduzida no Brasil em 1936 (Kronka, Bertolani, & Ponce, 1995) e os plantios de *P. elliottii* na América do Sul tenham começado nas décadas de 1960 e 1970, uma fase de latência de 14 anos foi observada antes do processo invasivo começar (Abreu & Durigan, 2011). Isto fez com que as alterações na vegetação decorrentes da invasão só comessem a ser percebidas e documentadas recentemente.

As modificações provocadas pelas espécies exóticas invasoras nos novos ambientes muitas vezes alteram as Regras de Montagem ("Assembly rules") da comunidade vegetal. Regras de Montagem, teoricamente, possibilitam prever a ordem de chegada e o conjunto final de espécies que serão capazes de ocupar uma determinada área, com base nas características funcionais das espécies do pool regional e nas características do ambiente (Keddy, 1992). Keddy (1992) indica que a melhor maneira de visualizar estas regras seria um processo de seleção onde o ambiente impõe filtros que impedem a entrada e/ou o estabelecimento daquelas espécies que não possuem as características necessárias para permanecer sob aquelas condições ambientais. Os Filtros Ecológicos manifestam-se, portanto, quando fatores bióticos ou abióticos limitam a entrada de espécies em uma comunidade (Myers & Harms, 2009). A elucidação das Regras de Montagem depende de três conjuntos de dados iniciais: um conjunto de espécies do pool regional, uma matriz de características destas espécies e os fatores ambientais que atuam como filtro. Então, as Regras de Montagem – uma série de regras capazes de prever que tipos de espécies serão encontradas sob as condições ambientais especificadas – determinarão qual subconjunto de características (e consequentemente quais espécies) serão eliminados (Belyea & Lancaster, 1999; Keddy, 1992). Normalmente, é feita uma diferenciação entre os filtros bióticos e abióticos quando se busca compreender as Regras de Montagem de uma comunidade. Tratando-se de Restauração Ecológica de ambientes degradados, os filtros ecológicos atuantes servem para delinear as estratégias a serem adotadas para a restauração (Hobbs & Norton, 2004). Desta forma, o conhecimento acerca de uma comunidade vegetal e das regras de montagem que a governam é essencial para a compreensão das mudanças ocasionadas por espécies invasoras. Espécies invasoras são capazes de transformar o ambiente, interferindo no

conjunto de filtros ecológicos atuantes e, conseqüentemente, modificando as regras de montagem de uma comunidade e provocando alterações em diversas escalas.

Como o estudo de espécies exóticas invasoras ainda é recente no Brasil, experimentos visando seu controle e erradicação são incipientes. Tais experimentos poderiam subsidiar a tomada de decisão e auxiliar na aplicação em larga escala de medidas mitigadoras dos impactos ambientais causados pelas invasoras, inclusive na restauração de ambientes degradados. Enquanto em outras partes do mundo a experimentação com herbicidas para o controle de espécies invasoras é comum e vem sendo realizada há décadas (ex. Flory & Clay, 2009; Kettenring & Adams, 2011; Schooler et al., 2010), no Brasil apenas recentemente o uso de herbicidas, previamente utilizados na agricultura, foi regulamentado para o controle de espécies invasoras dentro de Unidades de Conservação (Portaria IBAMA Nº 14, 26 de maio de 2010; Instrução Normativa IBAMA Nº 7, 2 de julho de 2012). Queimadas prescritas constituem outra ferramenta que pode auxiliar no controle de espécies invasoras, especialmente em savanas, mas são subutilizadas no Brasil. Aqui, durante décadas, as políticas conservacionistas foram focadas na prevenção e controle de incêndios. A evolução de fisionomias savânicas para fisionomias florestais devido à proteção contra distúrbios como o fogo e o pastoreio vem ocorrendo em savanas em várias partes do mundo (Rawitscher, 1950; Archer et al., 1988; Bowman et al., 2001; Henriques & Hay, 2002; Hoffmann & Moreira, 2002; Durigan & Ratter, 2006). Em vista disso, no Cerrado, queimadas prescritas, quando aplicadas corretamente em intervalos e intensidades predefinidos por meio de estudos, poderiam servir para manutenção das fisionomias abertas e para o controle de algumas espécies invasoras.

O presente estudo trata da ecologia e controle da invasão do Cerrado por *Pinus elliottii*, e foi desenvolvido em três etapas. Como objetivos gerais, esta tese visa 1) estudar a invasão biológica por *Pinus elliottii* no Cerrado, apontando os problemas causados, como perdas de espécies nativas e alterações em filtros ecológicos, e 2) buscar soluções ecológica e economicamente viáveis para o problema da invasão. Na primeira etapa do estudo foi feita a comparação do ecossistema natural íntegro com uma área maciçamente invadida, para caracterizar e quantificar as perdas decorrentes da invasão. Os resultados desta análise encontram-se publicados no artigo “Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm.”, apresentado no Capítulo 1. Na segunda etapa, amostramos a comunidade vegetal ao longo do gradiente entre o ecossistema íntegro (não invadido) e áreas maciçamente invadidas por *Pinus*, para identificar

os filtros ecológicos atuantes e os processos envolvidos na perda de diversidade, considerando diferentes formas de vida. Os resultados desta etapa da pesquisa são apresentados no Capítulo 2 desta tese, intitulado "Mudanças nos filtros ecológicos e perda de diversidade de plantas nativas após invasão por *Pinus elliottii* no Cerrado". Na terceira etapa da pesquisa, na mesma área maciçamente invadida analisada na primeira etapa, instalamos experimento buscando técnicas de manejo que fossem ecológica e economicamente viáveis para erradicação da espécie invasora e que facilitassem o restabelecimento espontâneo da vegetação nativa em campo cerrado. Os resultados desta etapa da pesquisa são apresentados no Capítulo 3, intitulado "Avaliação econômica e ecológica da extirpação de *Pinus elliottii* em área de cerrado densamente invadida". Esta análise foi desenvolvida com o objetivo maior de dar suporte aos gestores de áreas protegidas, que frequentemente se deparam com o desafio de controlar esta espécie invasora e restaurar a vegetação nativa de cerrado. Para a análise econômica foram considerados os custos de operação de diferentes tratamentos, maquinário e mão de obra disponíveis para a realização das operações de manejo. Para análise da viabilidade ecológica dos tratamentos de erradicação a regeneração espontânea da vegetação de cerrado foi acompanhada durante dois anos. Após a apresentação dos resultados em capítulo, apresentamos as "Implicações para a prática" mediante o aprendizado resultante desta pesquisa.

Áreas de Estudo

A Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB) está localizada no município de Águas de Santa Bárbara, estado de São Paulo, tendo sido criada para proteger a vegetação do Cerrado, especialmente suas fisionomias campestres. A unidade de conservação possui área de 2715 ha (Meira Neto, Martins, & Valente, 2007), com altitudes variando entre 600 e 680 metros. O clima, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, com temperaturas mensais variando entre 16 e 24° C. A precipitação média anual varia entre 1100 e 1300 mm, com invernos secos e verões chuvosos. As diferentes formações savânicas da EEcSB estão fortemente relacionadas ao tipo de solo. A fisionomia de campo cerrado ocupa cerca de 225 ha, dos quais 136 ha sofreram invasão por *P. elliottii* em alta densidade (Figura 1), particularmente nas zonas ripárias, quando da elaboração do Plano de Manejo da UC (Melo & Durigan, 2010).

Figura 1 – a) Plantio de *Pinus elliottii* (ao fundo) e colonização da espécie em campo cerrado adjacente ao plantio (primeiro plano) no interior do estado de São Paulo; b) Área densamente invadida por *P. elliottii* na Estação Ecológica de Santa Bárbara – SP, Brasil; c) *P. elliottii* no habitat original, em planícies arenosas do sul dos Estados Unidos, Flórida – EUA; d) Borda de área invadida na EESB, onde podem ser observados capins nativos (ao fundo) e a camada de acículas de *Pinus* depositadas sob indivíduo de *P. elliottii*.

Dentre todas as áreas densamente invadidas por *Pinus elliottii* no interior da EECSB, duas áreas previamente ocupadas por campo cerrado foram selecionadas para este estudo (Figura 2). A área de estudo tratada nos capítulos 1 e 3 (experimento de erradicação) corresponde a 3500 m² (50 m x 70 m) em local densamente invadido e mais a área contígua de campo cerrado não invadido, que foi utilizada como ecossistema de referência. A área de estudo tratada no capítulo 2 (ecologia da comunidade no gradiente de invasão) compreende 5000 m² de área amostral, divididos em cinco blocos de 10 parcelas representativas do gradiente de invasão.

Figura 2 – Mapa da Estação Ecológica de Santa Bárbara, município de Águas de Santa Bárbara, SP. Os círculos verdes indicam as duas áreas de estudo. A: Manejo – Capítulos 1 e 3; B: Ecologia – Capítulo 2 (Adaptado de Melo & Durigan, 2010).

Referências Bibliográficas

- Belyea, L., & Lancaster, J. (1999). Assembly Rules within a contingent ecology. *Oikos*, 86(3), 402–416.
- De Wit, M., Crookes, D. J., Van Wilgen, B., Wit, M. P. De, & Wilgen, B. W. Van. (2001). Conflicts of interest in environmental management: estimating the costs and benefits of a tree invasion. *Biological Invasions*, 3(2), 167–178.
- Dye, P., & Jarman, C. (2004). Water use by black wattle (*Acacia mearnsii*): implications for the link between removal of invading trees and catchment streamflow response. *South African Journal of Science*, 100(February), 40–44.
- Flory, S. L., & Clay, K. (2009). Invasive plant removal method determines native plant community responses. *Journal of Applied Ecology*, 46, 434–442.
- Higgins, S. I., & Richardson, D. M. (1998). Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. *Plant Ecology*, 135, 79–93.
- Hobbs, R., & Norton, D. (2004). Ecological Filters, Thresholds, and Gradients in Resistance to Ecosystem Reassembly. In V. Temperton, R. Hobbs, T. Nuttle, & S. Halle (Eds.), *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap between Theory and Practice* (1st ed., pp. 72–95). Washington, DC: Society for Ecological Restoration International, Island Press.
- Keddy, P. A. (1992). Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3(2), 157–164.
- Kettenring, K. M., & Adams, C. R. (2011). Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 48(4), 970–979.
- Kronka, F., Bertolani, F., & Ponce, R. (1995). *A cultura do Pinus no Brasil*. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura.
- Le Maitre, D., Versfeld, D., & Chapman, R. (2000). The impact of invading alien plants on surface water resources in South Africa: A preliminary assessment. *WaterSA*, 26(3), 397–408.
- Maitre, D. C. Le, Scott, D. F., & Colvin, C. (1999). A review of information on interactions between vegetation and groundwater. *WaterSA*, 25(2), 137–152.
- Maitre, D. Le, Wilgen, B. Van, & Chapman, R. (1996). Invasive Plants and Water Resources in the Western Cape Province, South Africa: Modelling the Consequences of a Lack of Management. *Journal of Applied Ecology*, 33(1), 161–172.
- Meira Neto, J. A., Martins, F. R., & Valente, G. E. (2007). Composição florística e espectro biológico na Estação Ecológica de Santa Bárbara, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Árvore*, 31(5), 907–922.

- Melo, A. C. G., & Durigan, G. (2010). *Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara*. São Paulo.
- Myers, J. a., & Harms, K. E. (2009). Seed arrival, ecological filters, and plant species richness: a meta-analysis. *Ecology letters*, 12(11), 1250–1260.
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O’Connell, C., ... others. (2001). Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84(1), 1–20.
- Procheş, Ş., Wilson, J. R. U., Richardson, D. M., & Rejmánek, M. (2011). Native and naturalized range size in *Pinus*: relative importance of biogeography, introduction effort and species traits. *Global Ecology and Biogeography*, (21), 513–523.
- Richardson, D. (2006). *Pinus*: a model group for unlocking the secrets of alien plant invasions? *Preslia*, 375–388.
- Richardson, D. M., Williams, P. A., & Hobbs, R. J. (1994). Pine Invasions in the Southern Hemisphere: Determinants of Spread and Invasibility. *Journal of Biogeography*, 21(5), 511–527.
- Richardson, David M. (1998). Forestry Trees as Invasive Aliens, 12(1), 18–26.
- Richardson, David M., & Rejmánek, M. (2011). Trees and shrubs as invasive alien species - a global review. *Diversity and Distributions*, 17(5), 788–809.
- Schooler, S. S., Cook, T., Prichard, G., & Yeates, A. G. (2010). Disturbance-mediated competition: the interacting roles of inundation regime and mechanical and herbicidal control in determining native and invasive plant abundance. *Biological Invasions*, 12(9), 3289–3298.

Capítulo 1

Mudanças na comunidade de plantas de Cerrado após 22 anos de invasão por

***Pinus elliottii* Engelm.**

Introdução

A invasão por *Pinus elliottii* é uma das mais sérias ameaças à vegetação remanescente de Cerrado do estado de São Paulo e vem causando perdas de biodiversidade ainda não avaliadas. Este primeiro capítulo da tese trata da estimativa das perdas de diversidade da comunidade de plantas e da caracterização das alterações florísticas e estruturais resultantes da invasão pelas árvores de *Pinus*, em uma área de campo cerrado onde o estabelecimento da espécie invasora começou em 1988. O conteúdo deste capítulo já foi publicado (texto a seguir), mas, considerando que a compreensão dos capítulos seguintes depende do conhecimento dos resultados e conclusões deste estudo, estas informações serão aqui apresentadas na forma de um resumo expandido.

Material e Métodos

O estudo foi realizado na Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB), que possui área de 2715 ha no município de Águas de Santa Bárbara – SP, sudeste do Brasil. Localizada entre as coordenadas 22° 46' 33" e 22° 50' 33" S e 49° 10' 27" e 49° 15' 36" W, próxima ao limite Sul do domínio do Cerrado, com altitudes entre 600 e 680 m a.n.m.. O clima da região é do tipo Cwa de Köppen, com temperaturas médias mensais variando entre 16°C e 24°C caracterizado por invernos secos e verões chuvosos, com precipitação média anual entre 1100 e 1300 mm. A EEcSB possui diferentes fisionomias de Cerrado, fortemente relacionadas ao tipo de solo. A vegetação de campo cerrado, uma fisionomia onde as árvores são escassas, ocupa área total de 225 ha dentro da unidade de conservação, dos quais 60% foram perdidos por conta da massiva invasão por espécies do gênero *Pinus*, particularmente nas zonas ripárias.

A amostragem foi realizada em uma grade de 50 m x 70 m, dentro de uma área com cerca de 2 ha, massivamente invadida por *P. elliottii*. Foram instaladas, sistematicamente, 35 parcelas de 8 m x 8 m, com distância entre parcelas de 2 m, totalizando área amostral de 2240 m². A amostragem ocorreu em janeiro de 2010, quando todos os indivíduos de *P. elliottii* e as plantas nativas maiores do que 50 cm foram contabilizados. Foi adotada como ecossistema de referência uma área de cerrado não invadida, adjacente à área de estudo. Na área de referência, foram marcadas aleatoriamente 10 parcelas de 8 m x 8 m, onde foram contabilizadas e identificadas todas as plantas maiores do que 50 cm de altura. Nos quatro cantos das parcelas de 8 m x 8 m foram marcadas subparcelas de 1 m x 1 m, nas quais os indivíduos menores do que 50 cm de altura foram amostrados. Esta amostragem não foi realizada na área invadida, uma vez que após a invasão este estrato era virtualmente ausente. Para a população de *P. elliottii*, foram medidos os indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) $\geq$ 5 cm e os indivíduos com DAP < 5 cm foram apenas contabilizados. Indivíduos grandes (DAP > 20 cm) foram considerados fundadores e tiveram os discos basais coletados para estimativa de idade por meio de dendrocronologia.

A cobertura de solo pelas espécies nativas dentro de cada parcela foi estimada pelo método do intercepto de linha nas duas áreas, ao longo de uma linha de 8 m de extensão em cada parcela. As plantas nativas foram identificadas em campo ou tiveram material botânico coletado para posterior identificação com apoio de literatura ou especialistas.

A partir dos dados obtidos foram calculados a densidade de plantas por parcela e o índice de diversidade (Shannon); espécies nativas foram classificadas de acordo com a tolerância à sombra, síndrome de dispersão e forma de vida (árvore, arbusto ou erva). Foi feita uma NMDS (non-metric multidimensional scale) a partir do cálculo de uma matriz de dissimilaridades de Bray-Curtis. Para isso, foi utilizada a abundância de espécies de parcelas com fundadores (F), sem fundadores (P) e com vegetação nativa > 50 cm de altura (C). Um histograma de diâmetros da população invasora foi produzido e a densidade (ha^{-1}) e a área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) foram estimadas. O quociente de Liocourt foi determinado com base na distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro.

Análises preliminares indicaram a existência de diferenças estruturais em parcelas com fundadores ($n = 11$) e parcelas sem fundadores ($n = 24$). Devido à proximidade das parcelas (2 m) foi feito o correlograma de Mantel para verificar a autocorrelação espacial. Análises comparativas entre parcelas com e sem fundadores foram feitas por meio do teste de Wilcoxon para as seguintes variáveis: (1) riqueza de espécies nativas; (2) densidade de espécies nativas (> 50 cm de altura); (3) densidade de *Pinus* com DAP > 5 cm; e (4) área basal de *Pinus* com DAP > 5 cm. Para analisar a agregação espacial da população da espécie invasora foi utilizado o índice de Payandeh.

Resultados

Os resultados indicaram que a invasão ocorreu relativamente rápido e causou alterações profundas na comunidade nativa em menos de 10 anos. A análise dendrocronológica dos fundadores indicou que os primeiros indivíduos teriam chegado na área cerca de 22 anos antes da amostragem deste estudo, no ano de 1988. Os fundadores distavam entre 160 e 430 metros da plantação de *P. elliottii* mais próxima, plantada em 1967. A partir desses fundadores, a população invasora cresceu e ocupou totalmente uma área de aproximadamente 2 ha, tendo sido identificada no ano de 2008 uma densa floresta de *Pinus*. Atualmente, a distância entre a área invadida e a plantação de *Pinus* é de 65 metros.

A ordenação da comunidade pela NMDS sugeriu que a comunidade nativa difere em áreas invadidas e em áreas não invadidas, e quando consideradas apenas as áreas invadidas, diferenças podem ser percebidas entre parcelas com fundadores e sem fundadores. Considerando-se a estrutura da população invasora com DAP > 5 cm, a área basal foi de $26,44 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$ com densidade de $3.550 \text{ indivíduos ha}^{-1}$. Quando consideradas as plantas com DAP < 5 cm a densidade sobe para $8.906 \text{ indivíduos ha}^{-1}$. Entretanto, a densidade foi consideravelmente maior nas parcelas sem fundadores do que nas parcelas com fundadores presentes.

Para a população da invasora como um todo, o quociente de Liocourt médio foi de 3,03, indicando alta regeneração nas classes de DAP $\geq 20,0$ e baixa regeneração na classe de $10,0 \geq \text{DAP} \geq 14,9$ cm. Em relação à diversidade e composição florística, quando comparadas parcelas invadidas e não invadidas, 16 espécies nativas foram registradas na área invadida, com densidade de 1.210 indivíduos ha^{-1} . A cobertura vegetal da vegetação nativa na área invadida foi de $0,5\% \pm 0,3\%$, enquanto o restante ($99,4\% \pm 0,4\%$) foi coberto por uma camada de acículas de espessura variável, de acordo com a densidade da espécie invasora. Na área não invadida, a vegetação nativa (gramíneas, herbáceas e arbustos) cobriu $81\% \pm 6\%$ do solo, com solo nu entre $19\% \pm 6\%$. O índice de diversidade de Shannon da comunidade invadida foi $H' = 0,44$, quando incluído o *Pinus*, e 1,53 quando consideradas apenas as plantas nativas, evidenciando que a baixa diversidade de espécies está relacionada com a alta dominância do *Pinus*.

Na área invadida, todos os estratos da vegetação foram ocupados pela espécie invasora e o subosque foi composto por indivíduos de *Pinus* regenerantes e poucas espécies nativas, das quais nove espécies de árvores e quatro espécies de arbustos. O estrato herbáceo (três espécies) foi virtualmente inexistente, composto por apenas poucos indivíduos da família Bromeliaceae e uma espécie de gramínea cespitosa. Das 16 espécies amostradas na área invadida, três espécies contribuíram com 84% da densidade de espécies nativas. A área não invadida teve densidade de 12.656 indivíduos ha^{-1} e $H' = 2,82$. A maioria das espécies foi tolerante à sombra (85%) e 42% eram árvores. Na área invadida, das 16 espécies amostradas, 81% eram zoocóricas, 69% tolerantes à sombra e 56% eram árvores, enquanto que na área não invadida 62% das plantas eram zoocóricas, 15% tolerantes à sombra e 42% eram árvores. O estrato herbáceo foi observado apenas na área não invadida, com densidade de 47.500 indivíduos ha^{-1} e $H' = 3,58$. Este denso e rico estrato, completamente suprimido na área invadida, foi composto por espécies tolerantes à sombra (92%) e não arbóreas (90%).

O índice de agregação de Payandeh calculado para todos os indivíduos de *Pinus* indicou alta agregação (23,1). Se considerados apenas os indivíduos com DAP > 5 cm a agregação foi menor (3,5). Considerando-se todas as espécies nativas (altura > 50 cm), na área invadida o índice de agregação foi de 20,2, enquanto na área de referência (não invadida) o valor do índice foi de 6,78. Esta agregação relativamente alta na área invadida resulta da concentração das plantas nativas sob as copas dos *Pinus* fundadores.

O correlograma de Mantel para as 17 espécies observadas na área invadida (16 nativas e *P. elliottii*) indicou que não houve dependência espacial. Diferenças entre as parcelas com fundadores e sem fundadores foram detectadas pelo teste de Wilcoxon para as variáveis riqueza e a densidade de espécies nativas. Para as variáveis densidade de *Pinus* com DAP ≥ 5 cm e área basal de *Pinus* não foram detectadas diferenças entre os dois grupos de parcelas.

Discussão

Em regiões de Cerrado, as geadas podem gerar distúrbios que abram janelas de invasão. Isto porque espécies nativas sofrem com a perda de parte aérea e a exposição do solo mineralizado que ocorre após este processo permite que as sementes de *Pinus* germinem. Uma vez que esses eventos ocorrem esporadicamente, a invasão pelo *Pinus* deve ocorrer em pulsos.

Enquanto os invasores estão em baixas densidades, as árvores mais altas destacando-se no campo cerrado atraem dispersores de sementes (como poleiros de fauna) e iniciam um processo de nucleação, favorecendo a regeneração de plantas zoocóricas e tolerantes à sombra sob suas copas. Entretanto, mesmo em baixa densidade, os esparsos fundadores podem aumentar consideravelmente a pressão de propágulos ao se tornarem reprodutivos e uma segunda janela de invasão pode ser aberta, iniciando um processo de invasão massiva.

Após o segundo pulso de invasão, as árvores exóticas causam mudanças visíveis na estrutura, composição e proporção de grupos funcionais da comunidade nativa. O campo cerrado desaparece em menos de uma década e é substituído por uma densa floresta de *Pinus*, onde a competição por luz parece ser o principal filtro ecológico que passa a direcionar a comunidade vegetal. Ocorrem perdas de diversidade e riqueza de espécies nativas e são observadas mudanças nos grupos funcionais das espécies dominantes. Espécies intolerantes à sombra e plantas não lenhosas são suprimidas e substituídas por plantas tolerantes à sombra, lenhosas e em sua maioria dispersas pela fauna.

A extensão dos impactos da invasão por *Pinus* no Cerrado Brasileiro ainda é desconhecida para as propriedades do solo e para os processos hidrológicos, mas é possível que cause alterações irreversíveis até mesmo após a erradicação da espécie invasora.

Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm.

Rodolfo C.R. de Abreu^{a*} and Giselda Durigan^{a,b}

^aResearch Center on Water Resources and Applied Ecology, Engineering School of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos – SP, Brazil; ^bForestry Institute of São Paulo State, Assis State Forest, Assis – SP, Brazil

(Received 16 September 2010; final version received 2 June 2011)

Background: The invasion by *Pinus elliottii* is one of the most serious threats to the remaining native cerrado vegetation in São Paulo State, Brazil, causing biodiversity losses yet to be evaluated. We conducted a study in an area where *P. elliottii* began establishing in 1988.

Aims: To estimate diversity losses in the plant community and to understand the floristic and structural changes resulting from pine tree invasion of grassland savannah.

Methods: All plants taller than 50 cm were sampled in 35 plots (64 m² each) within an area densely invaded by *P. elliottii* and in 10 plots in non-invaded grassland savannah. Density, species richness, diversity, ground cover and spatial distribution were compared by Wilcoxon tests, non-metric multidimensional scaling and Payandeh indices.

Results: Twenty-two years after the arrival of the first invasive trees (founders), the grassland savannah has become a dense pine forest with 12,455 individuals ha⁻¹, a basal area of 26.44 m² ha⁻¹, a sparse native woody understory comprised of 16 species ($H' = 0.44$), density of 1210 individuals ha⁻¹ and the herbaceous layer totally absent.

Conclusions: Invasion by *Pinus elliottii* has completely changed the structure of the grassland savannah and caused severe plant diversity losses. Native species surviving the invasion in the understory do not typically represent the previous composition and functional traits of the native vegetation.

Keywords: biological invasions; cerrado; competition; population structure; slash pine

Introduction

It is a widely held view that all parts of the world have been affected by the introduction of exotic species. This is true across scales of spatial extent and levels of isolation – from the continent with the greatest biodiversity to the most isolated island (Cassey et al. 2005); nearly every country in the world faces problems caused by non-native species (Cronk and Fuller 1995; Williamson 1996; Pimentel et al. 2001). Invasive species change the structure of native plant communities via biological interactions, or by affecting the growth environment of native species, such as light availability, and soil and hydrological processes (Vitousek 1986; Armstrong 1995; Le Maitre et al. 1996; Wilcove et al. 1998; D'Antonio et al. 1999; Rosenzweig 2001; Van Wilgen et al. 2001). The changes engendered by invasive alien species (IAS) in new environments may lead to the extinction of a number of native species, which in extreme cases may be compared to events of mass extinction that occurred naturally in other geological times, but at present are promoted by humans (Cassey et al. 2005). Biological invasions cause losses of diversity within typical local biotas (McKinney and Lockwood 1999), and have been reported as one of the main threats to the cerrado (Durigan et al. 2007; Matos and Pivello 2009).

The term cerrado is applied to the Brazilian savannah, with variants ranging from grassland to woodland physiognomies (Oliveira-Filho and Ratter 2002). The cerrado

biome covered nearly 2 million km² 50 years ago. Half of this area has since been converted mainly to pastures formed by African grasses, in addition to annual crops, forestry, sugar cane and some other intensive land uses; the current challenge is to reconcile biodiversity conservation with agricultural production (Ratter et al. 1997; Durigan 2010). Out of the whole biome, protected areas cover ca. 33,000 km² (Klink and Machado 2005). The cerrado has the highest biodiversity of all savannahs in the world, with over 12,000 species of plants and more than 2500 known species of vertebrates (Oliveira and Marquis 2002; Mendonça et al. 2008). However, it is unclear how much of this diversity has already been directly lost by land conversion and how much will be gradually lost through effects of ecosystem fragmentation, including biological invasions.

There are many examples of exotic species that escape cultivation and invade natural environments all over the world (Cronk and Fuller 1995; Williamson 1996; Pimentel et al. 2001; Stohlgren et al. 2001), increasing propagule pressure (Lockwood et al. 2005; Boulant et al. 2008; Pyšek et al. 2009). From such surrounding cultivated areas originated two types of aggressive plant invaders of cerrado remnants: African grasses and pine trees. In São Paulo State, *Pinus* plantations were established in the 1960s to meet the demand for softwood after depleting the natural *Araucaria* forest (Kronka et al. 2005). In addition to

*Corresponding author. Email: rodolfodeabreu@gmail.com

timber and pulp, *Pinus elliottii* Engelm also provides good quality resin, which is widely used in the chemical industry, and that has stimulated its cultivation (Garrido et al. 1998). From the commercial plantations, invasion by *Pinus* species has reached two biodiversity hotspots in Brazil (Myers et al. 2000), the cerrado (Zanchetta and Pinheiro 2007; Almeida et al. 2010) and the Atlantic Forest (Ziller and Galvão 2002; Bourscheid and Reis 2010), as well as other parts of the southern hemisphere and its different ecosystems (Zalba and Villamil 2002; Richardson and Rejmánek 2004).

The extent of open savannahs being invaded by pine in Brazil is increasing and, even though the resulting changes in the biota are clearly visible, the specific changes in ecological processes and losses that have resulted are practically unknown. Lacking this knowledge, public policies and actions aiming at invasion control have no basis on which to proceed. This study aims to review the course of the invasion by *Pinus elliottii* in the grassland savannah, to characterise the native plant community that persist after the invasion, and to estimate biodiversity losses by comparison with pristine grassland savannah (campo cerrado). *P. elliottii* is believed to act as an ecological filter, since it creates a habitat that is very different from the original one, particularly with respect to the reduced availability of light (e.g. Brewer 2007). Thus, the invaded plant community is expected to be characterised by shade-tolerant species and lower richness in comparison to the non-invaded area. In addition, the high density and biomass of the invasive species is likely to result in competition with native woody plant species, threatening to reduce the density of the latter.

Materials and methods

Study areas

The Santa Barbara Ecological Station (SBES) is located in the municipality of Águas de Santa Bárbara, São Paulo State, Brazil and it comprises a surface area of 2715 ha (Meira-Neto et al. 2007). It lies between 22° 46' 33" and 22° 50' 33" S and 49° 10' 27" and 49° 15' 36" W, near the southern border of the cerrado domain, at altitudes between 600 and 680 m above sea level. The climate in the area is Köppen Cwa type (Meira-Neto et al. 2007), with monthly mean temperatures varying between 16 °C and 24 °C. The annual mean rainfall is between 1100 and 1300 mm, with dry winters and rainy summers. There are different savannah physiognomies in the SBES that are strongly related to soil types. Typic Hapludox and Orthic Ferralsol soils are found in typical or woodland savannah. Quartzarenic neosol occurs in grassland savannah, and Alisol is found in wet grassland (Meira-Neto et al. 2007). The grassland savannah, a particular physiognomy where trees are very scarce, accounts for nearly 225 ha, and 136 ha of this type of vegetation have already been lost to the massive invasion by pine species, particularly in the riparian zones (Melo and Durigan 2010).

Among all the areas of high-density invasion by *Pinus* spp. that were identified by the management plan of the Ecological Station (Melo and Durigan 2010), an area

previously covered by grassland savannah was selected for this study. The surrounding non-invaded native vegetation was also surveyed as a reference ecosystem, at a distance less than 100 m from the perimeter of the invaded area. In order to track the course of invasion in the area under investigation, aerial photographs taken in 1974 and 2000 were used, together with a satellite image (WorldView-1, 2008). No fire has been recorded for this area in the last 15 years. The ground water table is at 2.1 m, as measured at the end of the rainy season; therefore, roots can easily reach it. For the identification of likely sources of propagules, information was gathered concerning the location and age of *P. elliottii* commercial stands around the study site.

Pinus elliottii

Pinus elliottii is a fast-growing tree species originally from Florida, USA, that was introduced to Brazil in 1936. It was planted on a large scale in the 1950s for timber and resin production (Kronka et al. 2005). It has been widely cultivated in the State of São Paulo, and it adapted particularly well to colder and more humid areas. From the original locations, cultivation spread southwards into other states and neighbouring countries. The tree produces a large number of winged seeds that are dispersed by wind early in the dry season, which occurs between March and May (Zanchetta and Pinheiro 2007).

Sampling

Within an area of ca. 2 ha, massively invaded by *P. elliottii*, 35 plots of 8 m × 8 m each were installed systematically, 2 m apart from one another, thus configuring a grid of 50 m × 70 m, or a total sampling area of 2240 m². All the *P. elliottii* individuals (regardless of size) and all native plants taller than 50 cm were sampled in January 2010.

The non-invaded grassland savannah around the invaded area was sampled by 10 randomly selected plots of identical size. In the corners of every plot, four subplots (1 m × 1 m) were marked out to sample all individuals smaller than 50 cm in height. This layer was not sampled in the invaded area, since it was virtually absent. Ground cover by native vegetation was estimated by the line intercept method (Canfield 1941) in both areas, along one 8-m-long line in every plot.

Native plants were either identified in the field, or botanical material was collected for later identification. For the *P. elliottii* population, individuals with a diameter at breast height (DBH) ≥ 5 cm were measured for girth, but those with DBH < 5 cm were only counted. Large individuals (DBH > 20 cm) were regarded as founders, and their basal discs were collected for age estimations (dendrochronology).

Data analysis

Density and diversity (Shannon index) of the native species in the samples were calculated. Native species were

grouped according to shade tolerance (Durigan et al. 2004), dispersal syndrome (Batalha et al. 1997; Weiser and Godoy 2001) and life form, as follows: tree – well-defined woody stem, adult taller than 2 m; shrub – adult less than 2 m, several stems arising from the base and lacking a single trunk; herb – no persistent woody stem.

A Bray–Curtis dissimilarity matrix was calculated, after which multivariate analyses of community composition were conducted by using non-metric multidimensional scaling (NMDS). The Bray–Curtis index is based on the sum of the differences in attributes between each pair of sites divided by the sum of the attributes for the pairs of sites. We used species abundance data from each plot with founders (F), without founders (P) and native vegetation > 50 cm in height (C). The NMDS calculated with the VEGAN package in R (Oksanen et al. 2010) aims to find a stable solution using several random starts and thus eliminates the need to run the analysis several times from different starting points. All the data analyses were made in R (R Development Core Team 2009).

A histogram was produced with the diameters found among the invasive population, and estimates of density (ha^{-1}) and basal area ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) were calculated. For the structural analysis of the invasive population based on the distribution of individuals in size ranges, the Liocourt q -ratio was determined (Meyer 1952).

Preliminary data analyses pointed to marked structural differences across plots with at least one invasive founder ($n = 11$) and plots with no founders ($n = 24$). Since the plots in the invaded area were established every 2 m, the Mantel correlogram was used to assess spatial autocorrelation of data ($\alpha = 0.05$). For this, the geographical distance matrix was generated from the centre coordinates of each plot ($n = 35$) in the Universal Transverse Mercator (UTM) coordinate system, and the ecological distance matrix was generated from the abundances of the 17 species of the invaded community. To calculate the Mantel statistics, a Pearson's correlation, based on 1000 permutations, and the application of the Holm correction to P values for multiple correlations were applied. The Mantel correlogram was constructed using VEGAN (Oksanen et al. 2010).

Comparative analyses for plots with and without founders were then carried out by a Wilcoxon test for the following variables: (1) native species richness; (2) native species density (> 50 cm in height); (3) density of pine with DBH > 5 cm; and (4) basal area of pine with DBH > 5 cm. We analysed the spatial aggregation for the invasive species population and for the native community in the invaded area with the Payandeh index (Payandeh 1970), where P values above 1.5 indicate an aggregated distribution, while P values ranging from 1.0 to 1.5 correspond to random distribution. P values less than 1.0 indicate regular distribution.

Results

The course of invasion

The process of invasion has occurred relatively rapidly and has changed the native vegetation over the last 10 years (Figure 1). In 1976, the area was composed of bare soil with sparse vegetation. In comparison, an aerial photograph taken in 2000 clearly shows the first pine individuals that had established in the grassland. These are considered to be the founders that, according to the dendrochronology of the collected basal discs, entered the area ca. 22 years before this study. These founders are located between 160 and 430 m east of the nearest *P. elliottii* stand planted in 1967. Starting with these founders, the invading population has grown and fully occupied an area of nearly 2 ha and, as the satellite image indicates, by 2008 it became a dense *P. elliottii* forest. At present, the distance between the planted stand and the invaded area is a strip 65 m wide, occupied by a dirt road flanked by firebreaks on both sides, which is ploughed every year.

The NMDS community ordination for all species (Kruskal stress = 0.163) suggested that the invaded community differed from the non-invaded community (Figure 2). Differences in community composition between non-invaded and invaded plots were largely described by scores from the first NMDS axis. For invaded plots alone, axis 2 suggested that community composition differed between plots with and without founders.

Structure of the invasive population

The basal area for the invasive population was $26.44 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$, with a density of $3550 \text{ individuals ha}^{-1}$, with a DBH > 5 cm, and $8906 \text{ individuals ha}^{-1}$ with a DBH < 5 cm, adding up to $12,456 \text{ individuals ha}^{-1}$ for the invasive species (Figure 3(a)). However, density was considerably higher in plots with no founders in comparison with those where founders were present (Figure 3(b)). For the invasive population as a whole, the mean Liocourt q -ratio was 3.03 (Table 1), indicating high regeneration in DBH classes $\geq 20.0 \text{ cm}$ and low regeneration in the class $10.0 \geq \text{DBH} \geq 14.9 \text{ cm}$.

Diversity and floristic composition – invaded versus non-invaded plots

Sixteen native species were recorded in the invaded area, with a density of $1210 \text{ individuals ha}^{-1}$. In the invaded area, native vegetation cover was $0.5\% \pm 0.3\%$, while the remainder ($99.4\% \pm 0.4\%$) was covered by a layer of aciculae of variable thickness, according to the density of invasive trees. In the non-invaded area, native vegetation (grasses, forbs and shrubs) covered $81\% \pm 6\%$, with bare soil of $19\% \pm 6\%$. The Shannon diversity index for the invaded community was $H' = 0.44$, when including

Figure 1. The study area in the Santa Barbara Ecological Station, SP, Brazil. Aerial images illustrate the course of invasion by *Pinus elliottii*; photographs taken in 1976 and 2000, and satellite image (WorldView-1) in 2008. The black rectangles indicate the study area (50 m $\times$ 70 m) in the images. In 1976, it was bare soil, and in 2000, it became grassland with the first invasive trees (founders). In 2008, the area had a closed canopy of *P. elliottii*.

Figure 2. NMDS ordination graph of native species abundance in non-invaded cerrado – reference plots (filled squares – C), invaded plots with founders (filled triangles – P) and invaded plots without founders (open circles – F) in the Santa Barbara Ecological Station, SP, Brazil, 2010. Kruskal Stress = 0.163. Each point represents the composition of vegetation in a single 64 m² plot.

pine, and 1.53, when only the native species were considered, showing, as a result, that very poor species richness correlated with high pine dominance.

Plant stratification at the invaded site was characterised by a canopy composed solely by *P. elliottii*, while the understory was comprised of regenerating pine individuals and a few native species, mostly trees (nine species) or shrubs (four species). The herbaceous layer (three species) was virtually inexistent, with only a few persistent individuals of the Bromeliaceae and the presence of a caespitose grass. Out of the 16 species recorded, three alone contributed 84% to native species density (Table 2): *Ocotea corymbosa* (55%), *Miconia ligustroides* (15%) and *M. albicans* (14%).

The non-invaded plant community (Appendix 1, available via the Supplementary tab on the article's online page at <http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2011.594101>) had 12,656 individuals ha⁻¹ (height > 50 cm), and had an H' of 2.82. Most species (85%) were shade intolerant; 42% were tree species (30% of individuals).

The herbaceous layer (all plants < 50 cm height), recorded only in the non-invaded area (Figure 4), had an H' of 3.58 and a density of 47,500 individuals

Figure 3. (a) Diameter histogram of the invasive population. (b) *Pinus elliotii* individuals separated in plots with founders (black bars; $n = 11$) and plots without founders (grey bars; $n = 24$), grouped according to diameter range, at the Santa Barbara Ecological Station, SP, Brazil, 2010. Bars correspond to the mean values and lines show standard deviations in number of individuals per plot.

Table 1. Liocourt q -ratios for the *P. elliotii* population, Santa Barbara Ecological Station, SP, Brazil, 2010.

Diameter range (cm)	q
1.0–4.9	3.9
5.0–9.9	2.8
10.0–14.9	8.2
15.0–19.9	3.4
20.0–24.9	2.3
25.0–29.9	1.0
30.0–34.9	1.5
35.0–40.0	1.0
mean q	3.0

ha^{-1} . This dense and rich vegetation layer, completely suppressed in the invaded area (Figure 4a), was composed mainly by shade-intolerant (92%) and non-arboreal (90%) species (Figure 4b; Appendix 2, available via the Supplementary tab on the article's online page at <http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2011.594101>).

The Payandeh index for all pine individuals was 23.1, which characterises a high aggregation within a population. When only the individuals with DBH > 5 cm were considered, the aggregation index decreased to 3.5. Considering all native species (height > 50 cm), the aggregation index

was 20.2 in the invaded area and 6.78 in the non-invaded reference area. The relatively high aggregation of native plants in the invaded area results from their concentration under founder pine trees.

The Mantel correlogram for the 17 species recorded in the invaded area (16 native and *P. elliotii*), in spite of positive and negative correlations between the 35 invaded plots (Figure 5), resulted in non-significant values of the Mantel statistics ($P < 0.05$).

The Wilcoxon test indicated differences in the richness of native species ($P < 0.001$) and their density ($P < 0.001$) for the plots with ($n = 11$) and without ($n = 24$) founders. No differences were found in the density of pine with DBH ≥ 5 cm ($P = 0.15$) or pine basal area ($P = 0.07$) between the two groups of plots (Figure 6).

Discussion

The structure of the native vegetation was fundamentally changed by invasive trees, leading to the extinction of grasses, herbs and shrubs that would have otherwise covered almost all the ground in the grassland savannah (Eiten 1972; Oliveira-Filho and Ratter 2002). Beneath the pine canopy the ground was covered by a thick layer of aciculae (Figure 4a).

Table 2. Native species regenerating under *Pinus elliottii*. Number of individuals sampled (*n*); relative density (RD); dispersal syndrome (DS): anemochory (A), barochory (B) and zoochory (Z); shade tolerance: positive (+) or negative (–); life form: herb (H), shrub (S) or tree (T).

Species	<i>n</i>	RD (%)	DS	Shade tolerance	Life form
<i>Ananas ananasoides</i> (Baker) L.B. Sm.	4	1.5	Z	+	H
<i>Andropogon bicornis</i> L.	3	1.1	A	–	H
<i>Annona nutans</i> (R.E. Fr.) R.E. Fr.	3	1.1	Z	–	S
<i>Bromelia balansae</i> Mez	9	3.3	Z	+	H
<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.	2	0.7	Z	–	S
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	38	14.0	Z	+	T
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	41	15.1	Z	+	T
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	10	3.7	Z	+	S
<i>Myrcia bella</i> Cambess.	4	1.5	Z	+	T
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	1	0.4	Z	+	T
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	149	55.0	Z	+	T
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	1	0.4	Z	+	T
<i>Pera obovata</i> (Klotzsch) Baill.	1	0.4	Z	+	T
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	1	0.4	Z	+	T
<i>Stryphnodendron obovatum</i> Benth.	3	1.1	B	–	T
<i>Tibouchina gracilis</i> (Bonpl.) Cogn.	1	0.4	A	–	S

Figure 4. Views from the study area at the Santa Barbara Ecological Station, SP, Brazil, 2010. Invaded area completely dominated by *Pinus elliottii* (a). Native vegetation in the surrounding non-invaded area used as reference (b).

The oldest *Pinus elliottii* founder in the area was 22 years of age in 2010, that is, this founder established in 1988. As shown in other studies on biological invasion

(Richardson et al. 1994; Williamson 1996), there was a lag phase before the exotic species actually started an invasive process. Considering that reproduction in *P. elliottii* starts at 7 years of age (Zanchetta and Pinheiro 2007), the lag phase lasted 14 years, between 1974 and 1988. Hypothetically, some stochastic factors, such as frosts, could have facilitated invasion. There were two severe frosts in the region during the dry season in 1988 (Silva 2004). These were, indeed, events with the potential to cause atypical intermediate natural disturbances that could have facilitated the invasion by pines in natural areas near plantation sites (Richardson et al. 1994). Since few native cerrado species are frost resistant (Brando and Durigan 2004), frosts can damage the native vegetation, reducing plant cover and creating gaps. This could have created a rupture in the biotic filter (Colautti and MacIsaac 2004) composed by the local species assemblage, thus opening up a window for invasion (Johnstone 1986) and allowing settlement of the first invasive founders.

These founders may have participated in the first stage of invasion, which consists of migration and establishment, thus becoming the precursors of population growth, which occurs when the founders become mature and constitute new dispersal foci in the area (Richardson et al. 1994), or the first front of invasion (Langdon et al. 2010). Another severe frost episode occurred in the region in 2000 (Brando and Durigan 2004), which could potentially explain the second pulse of invasion, still not visible in the image of that year (Figure 1). Besides frosts, other possible factors must be investigated as explanatory variables for pulses of pine invasion or even for years without recruitment of the invasive species. Since this species particularly invades those sites or regions without water deficiency (Almeida et al. 2010; Melo and Durigan 2010), atypical rainfall distribution across the year should also be considered. Recruitment should be only possible in years with no dry season or restricted to permanently wet sites in the riparian zones.

Figure 5. Mantel correlogram for the 17-species community in the invaded area, 16 natives and *Pinus elliottii*. See text for details. Abscissa: distance classes (one unit of distance is 2 m); ordinate: standardised Mantel statistic. Empty squares represent non-significant values of the Mantel statistic ($P < 0.05$).

Figure 6. Comparison of native species richness and density, pine density and basal area between plots without founders and plots with founders. Boxplot (median $\pm$ quartiles).

Changes in the habitat caused by the first invaders, which were at a low density (see Figure 1, year 2000), seem to have favoured the establishment of native woody species under the canopies of pine trees, which were used as perches. This might explain why native specimens in the invaded areas were zoochorous species aggregated around the invasive founders. In a humid savannah in the State of Mississippi, USA, where *P. elliottii* is native, the same pattern was reported, including loss of native herbaceous species and change of the original community for

animal-dispersed species near the pine trees (Brewer 1998). In the case of *P. elliottii* in cerrado, three factors may be interacting. Firstly, the need for light for germination makes it difficult for the pines to grow under their own canopy (Richardson and Rejmánek 2004). Secondly, the rapid vertical growth of this species in grasslands (Almeida et al. 2010) causes invaders to stand out in the landscape and begin to function as isolated trees (Solum and Horvitz 2004), thereby becoming attractive to animals that are potential dispersers of native seeds. Thirdly, the shadier

microhabitat under the canopy acts as an ecological filter (George and Bazzaz 1999; Peters et al. 2004; Brewer 2007), favouring the establishment of forest species that can tolerate shade to the disadvantage of heliophytes. Thus, by comparing invaded plots with and without founders, both richness and density of native species were higher in invaded plots with founders. The NMDS analysis confirmed a clear separation between these two types of plots (Figure 2, axis 2). Even though the establishment of the first pine trees apparently favours ecological succession in the first step, it contributes to changes in the structure, floristic composition and functional traits of the native community, such as the inclusion of typical species from other cerrado physiognomies, or even from forests.

Concurrently, comparisons across the plots with and without founders showed similarities in the density and basal area of the invasive species. This may suggest proximity to the carrying capacity of the environment in terms of biomass. When the entire invasive population was taken into account, the distribution of diameter structure was found to be reverse-J, with representatives in every size group, and the largest diameter recorded was 43 cm. The Liocourt q -ratio pointed to high maintenance rates for diameter classes, especially for the smaller diameters. This is a recurring pattern for native populations of tropical forests (Carvalho and Nascimento 2009). The q values below the mean are not indicative, in this case, of maintenance problems in higher classes, since the larger individuals in such groups were the first to establish in the area.

The density of plants taller than 50 cm in the non-invaded area was 10 times higher than in the area invaded by pine, and the number of species was 52 as opposed to 16. Shannon diversity decreased from 2.82 (non-invaded) to 0.44 (invaded). This quantifies the high dominance of pines, causing losses in richness, diversity and density of the native vegetation, previously composed of a high density in herbs and shrubs and a few scattered trees with small diameter. Such substitution of the native community by invasive trees has also been observed in South Africa (Le Maitre et al. 2000; Dye and Jarman 2004), leading to high water losses by evapotranspiration and causing relevant economic losses. In the area invaded by pine in our study, the species composition was very different from grassland areas, and NMDS ordination showed clear separation between the pine-invaded plots and cerrado reference plots (Figure 2, axis 1).

The control of exotic species has been regarded as an essential tool to preserve biodiversity (Wilcove and Chen 1998). However, the problem is generally detected only when invasive populations have already become dominant and difficult to eradicate (Wittenberg and Cock 2001). This is not the case of *P. elliottii* in the area under investigation because, although it is a highly dominant species, the invasive trees occupied dry and flat areas that could be readily accessed and the pines could be cut and removed. In contrast, most of the areas invaded by *Pinus* species in the

State of São Paulo are in wet grasslands are places that are very difficult to reach, making potential commercial exploitation impractical and control expensive. However, even when control options are feasible, the potential for natural regeneration or restoration of invaded areas following the eradication of alien species is unknown. Therefore, studies are needed to determine if the impact of invasion by *Pinus* goes beyond the loss of biodiversity and extends to changes in soil and hydrological processes of a given ecosystem, making its restoration even more difficult. Preventing or controlling the entry of this species at an early stage of invasion would cost significantly less (Mack 2000). In order to do that, we recommend regular surveillance (e.g. every 5 years) of the areas surrounding commercial plantations in order to identify early establishment and apply control before individuals reach reproductive age. We recommend that such measures should become part of the costs inherent to pine production in order to release society from footing the bill for this ecological burden. Ideally, invasive *Pinus* species should be replaced by non-invasive arboreal species for forestry in cerrado regions.

Conclusions

A period of decades can pass since the introduction of pines before a massive invasion occurs and causes effective losses to the native ecosystems. That depends on particular climate conditions, which can open windows for invasion. In the cerrado region, frosts pose a possible disturbance, opening such windows. Since those particular climate conditions happen sporadically, pine invasion occurs by pulses. While invaders are in a low density, they attract seed dispersers and start a nucleation process, favouring the regeneration of zoochorous and shade-tolerant species under their canopies. However, the sparse founders can considerably increase the propagule pressure when a second window is opened, starting a massive invasion.

After invasion, the exotic trees cause visible changes in the structure, composition and functional traits of native vegetation. The savannah grassland disappears in less than one decade, replaced by a dense and dark pine forest, where light competition turns into the main ecological filter driving the community assembly. Severe losses in species richness and diversity occur, and functional traits of the dominant species are changed. Shade-intolerant and non-woody plants are suppressed, replaced by shade-tolerant woody species, mostly dispersed by fauna. Whether these changes can extend to soil properties and hydrological processes or not is still to be elucidated. That could make irreversible the impact of pine invasion over the Brazilian savannah, even after extirpation of the invasive species.

Acknowledgements

We thank Edivaldo Furlan for help with the field work, and the staff of SBES for logistical facilities. We also thank ES Pinheiro for drawing Figure 1 and ALC Rochelle for Mantel test explanations. We further acknowledge CNPq (Brazilian Council

for Scientific Research) for a Ph.D. scholarship to R.C.R.A., and a productivity grant to G.D., research permit # 260108 – 013.650/2009 (SMA-SP/IF).

Notes on contributors

Rodolfo Cesar Real de Abreu is a biologist, and has completed a Master's degree on the invasion by a woody species (*Artocarpus heterophyllus*) in the Atlantic Forest. His Ph.D., in progress, deals with the control of *Pinus elliottii* in the Brazilian savannah.

Giselda Durigan leads a research group working on conservation and restoration of ecosystems in Brazil. She is a senior researcher and teaches graduate courses (Masters and Ph.D.) in Forestry and Environmental Engineering. Her research interests include the functioning of natural ecosystems, including experimentation for the control of biological invasions.

References

- Almeida RS de, Cielo-Filho R, Souza SCPM de, Aguiar OT de, Baitello JB, Pastore JA, Kanashiro MM, Mattos IFA, Franco GADC, Lima CR de. 2010. Campo Sujo Úmido: fisionomia de Cerrado ameaçada pela contaminação de *Pinus elliottii* Engelm. na Estação Ecológica de Itapeva, Estado de São Paulo. *Revista do Instituto Florestal* 22:71–91.
- Armstrong S. 1995. Rare plants protect Cape's water supplies. *New Scientist* 11:8.
- Batalha MA, Aragaki S, Mantovani W. 1997. Florística do cerrado em Emas, Pirassununga, SP. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 16:49–64.
- Boulant N, Kunstler G, Rambal S, Lepart J. 2008. Seed supply, drought, and grazing determine spatio-temporal patterns of recruitment for native and introduced invasive pines in grasslands. *Diversity and Distributions* 14:862–874.
- Bourscheid K, Reis A. 2010. Dinâmica da invasão de *Pinus elliottii* Engelm. em restinga sob processo de restauração ambiental no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. *Biotemas* 23:23–30.
- Brando PM, Durigan G. 2004. Changes in Cerrado vegetation after disturbance by frost (São Paulo State, Brazil). *Plant Ecology* 175:205–215.
- Brewer JS. 1998. Patterns of plant species richness in a wet slash-pine (*Pinus elliottii*) savanna. *Journal of the Torrey Botanical Society* 125:216–224.
- Brewer S. 2007. Declines in plant species richness and endemic plant species in longleaf pine savannas invaded by *Imperata cylindrica*. *Biological Invasions* 10:1257–1264.
- Canfield RH. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* 39:388–394.
- Carvalho FA, Nascimento MT. 2009. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de Floresta Atlântica Submontana (Silva Jardim-RJ, Brasil). *Revista Árvore* 33:327–337.
- Cassey P, Blackburn TM, Duncan RP, Chown SL. 2005. Concerning invasive species: reply to Brown and Sax. *Austral Ecology* 30:475–480.
- Coulatti RI, MacIsaac HJ. 2004. A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distributions* 10:135–141.
- Cronk QCB, Fuller JL. 1995. *Plant invaders*. London: Chapman & Hall.
- D'Antonio CM, Dudley TL, Mack M. 1999. Disturbance and biological invasions: direct effects and feedbacks. In: Walker LR, editor. *Ecosystems of disturbed ground*. New York: Elsevier. p. 429–468.
- Durigan G. 2010. Cerrado: o *trade-off* entre a conservação e o desenvolvimento. *Parcerias Estratégicas* 15:243–250.
- Durigan G, Siqueira MF, Franco GADC. 2007. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola* 64:355–363.
- Dye P, Jarman C. 2004. Water use by black wattle (*Acacia mearnsii*): implications for the link between removal of invading trees and catchment streamflow response. *South African Journal of Science* 100:40–44.
- Eiten G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38:201–341.
- Garrido MAO, Poz R, Freitas JA, Rocha FT, Gurgel-Garrido LMA. 1998. *Resinagem: Manual Técnico*. São Paulo: Instituto Florestal, Secretaria do Meio Ambiente, p. 23.
- George LO, Bazzaz FA. 1999. The fern understory as an ecological filter: emergence and establishment of canopy-tree seedlings. *Ecology* 80:833–845.
- Johnstone IM. 1986. Plant invasion windows: a time-based classification of invasion potential. *Biological Reviews* 61:369–394.
- Klink CA, Machado RB. 2005. A Conservação do Cerrado. *Megadiversidade* 1:147–155.
- Kronka FJN, Bertolani F, Ponce RH. 2005. A cultura do *Pinus* no Brasil. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura.
- Langdon B, Pauchard A, Aguayo M. 2010. *Pinus contorta* invasion in the Chilean Patagonia: local patterns in a global context. *Biological Invasions* 12:3961–3971.
- Le Maitre DC, van Wilgen BW, Chapman RA, McKelly DH. 1996. Invasive plants and water resources in the Western Cape Province, South Africa: modeling the consequences of a lack of management. *Journal of Applied Ecology* 33:161–172.
- Le Maitre DC, Versfeld DB, Chapman RA. 2000. The impact of invading alien plants on surface water resources in South Africa: a preliminary assessment. *Water SA* 26:397–408.
- Lockwood JL, Cassey P, Blackburn T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 20:223–228.
- Mack RN. 2000. Cultivation fosters plant naturalization by reducing environmental stochasticity. *Biological Invasions* 2:111–122.
- Matos DMS, Pivello VR. 2009. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. *Ciência e Cultura* 61:27–30.
- McKinney ML, Lockwood JL. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14:450–453.
- Meira-Neto JAA, Martins FR, Valente GE. 2007. Composição florística e espectro biológico na estação ecológica de Santa Bárbara, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Árvore* 31:907–922.
- Melo ACG, Durigan G. 2010. Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara. São Paulo: Instituto Florestal.
- Mendonça RC, Felfili JM, Walter BMT, Júnior MC, Rezende AV, Filgueiras TS, Nogueira PE, Fagg CW. 2008. Cerrado Ecologia e Flora. Sano SM and Almeida SP (Org.). Brasília: DF. Embrapa Cerrados 2:423–1270. Flora vascular do Bioma cerrado checklist com 12.356 espécies.
- Meyer HA. 1952. Structure, growth, and drain in balanced uneven-aged forests. *Journal of Forestry* 50:85–92.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GA, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Henry M, Stevens H, Wagner H. 2010. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.17-2 [Internet]. Available from: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> (accessed 10 June 2010).
- Oliveira PS, Marquis RJ. 2002. *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York: Columbia University Press.

- Oliveira-Filho AT, Ratter JA. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. In: Oliveira PS, Marquis RJ, editors. The cerrado of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. New York: Columbia University Press. p. 91–120.
- Payandeh, B. 1970. Comparison of methods for assessing spatial distribution of trees. *Forest Science* 16:312–317.
- Peters HA, Pauw A, Silman MR, Terborgh JW. 2004. Falling palm fronds structure Amazonian rainforest sapling communities. *Proceedings of the Royal Society of London B* 271:S367–S369.
- Pimentel D, McNair S, Janecka J, Wightman J, Simmonds C, O'Connell C, Wong E, Russel L, Zern J, Aquino T, et al. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84:1–20.
- Pyšek P, Krivánek M, Jarošík V. 2009. Planting intensity, residence time, and species traits determine invasion success of alien woody species. *Ecology* 90:2734–2744.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing [Internet]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, Available from: <http://www.r-project.org/> (accessed 10 June 2010).
- Ratter JA, Ribeiro JF, Bridgewater S. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80:223–230.
- Richardson DM, Rejmánek M. 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions* 10:321–331.
- Richardson DM, Williams PA, Hobbs RJ. 1994. Pine invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invadability. *Journal of Biogeography* 21:511–527.
- Rosenzweig ML. 2001. The four questions: what does the introduction of exotic species do to diversity? *Evolutionary Ecology Research* 3:361–367.
- Scolum MG, Horvitz CC. 2004. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. *Plant Ecology* 149: 51–62.
- Silva JR. 2004. Comportamento do fogo em um ano crítico nas Unidades do Instituto Florestal de São Paulo. *Floresta* 34:131–136.
- Stohlgren TJ, Otsuki Y, Villa V, Lee M, Blenap J. 2001. Patterns of plant invasions: a case example in native species hotspots and rare habitats. *Biological Invasions* 3:37–50.
- Van Wilgen BW, Richardson DM, Le Maitre, DC, Marais C, Magadlela D. 2001. The economic consequences of alien plant invasions: examples of impacts and approaches to sustainable management in South Africa. *Environment, Development and Sustainability* 3:145–168.
- Vitousek P. 1986. Biological invasions and ecosystem properties: can species make a difference? In: Mooney HA, Drake JA, editors. *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. New York: Springer. p. 163–176.
- Weiser VL, Godoy SAP. 2001. Florística em um hectare de cerrado stricto sensu na ARIE - cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP. *Acta Botanica Brasilica* 15:201–212.
- Wilcove DS, Chen LY. 1998. Management costs for endangered species. *Conservation Biology* 12:1405–1407.
- Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48:607–615.
- Williamson M. 1996. *Biological invasions*. London: Chapman & Hall.
- Wittenberg R, Cock MJW, editors. 2001. *Especies exóticas invasoras: Una guía sobre las mejores prácticas de prevención y gestión*. Wallingford, Oxon: CAB International, Reino Unido, pp. xvii–228.
- Zalba SM, Villamil CB. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions* 4:55–72.
- Zanchetta D, Pinheiro LS. 2007. Análise biofísica dos processos envolvidos na invasão biológica de sementes de *Pinus elliottii* na Estação Ecológica de Itirapina – SP e alternativas de manejo. *Climatologia e Estudos da Paisagem* 2:72–90.
- Ziller SR, Galvão F. 2002. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. *Floresta* 32:41–47.

Appendix 1 Native species (>50 cm height) in the non-invaded area (reference). Number of individuals sampled (*n*); relative density (RD); number of plots in which the species was recorded (*F*); dispersal syndrome (DS): anemochory (A), barochory (B) and zoochory (Z); shade tolerance (ST): positive (+) or negative (–); life form (LF): herb (H), shrub (S), climb (C), palm (P) or tree (T).

Species	<i>n</i>	RD (%)	<i>F</i>	DS	ST	LF
<i>Acosmium subelegans</i> (Mohlenbr.) Yakovlev	7	0.9	4	A	–	T
<i>Aegiphila lhotskiana</i> Cham.	17	2.1	5	Z	–	T
<i>Ananas ananassoides</i> (Baker) L.B. Sm.	3	0.4	1	Z	+	H
<i>Annona coriacea</i> Mart.	1	0.1	1	Z	–	T
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	3	0.4	4	Z	–	T
<i>Annona dioica</i> A. St.-Hil.	24	3.0	6	Z	–	S
<i>Annona nutans</i> (R.E. Fr.) R.E. Fr.	5	0.6	2	Z	–	S
Asteraceae 1	3	0.4	2	A	–	H
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	1	0.1	1	A	–	S
<i>Banisteriopsis campestris</i> (A. Juss.) Little	5	0.6	2	A	–	S
<i>Blainvillea dichotoma</i> (Murray) Stewart	14	1.7	5	A	–	H
<i>Butia paraguayensis</i> (Barb. Rodr.) L.H. Bailey	1	0.1	1	Z	–	P
<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.	130	16.0	10	Z	–	S
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O. Berg	20	2.5	5	Z	–	S
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	14	1.7	3	Z	–	T
<i>Casearia silvestris</i> Sw.	13	1.6	4	Z	+	T
<i>Chamaecrista cathartica</i> (Mart.) H.S. Irwin & Barneby	3	0.4	2	B	–	S
<i>Cissampelos ovalifolia</i> DC.	1	0.1	1	Z	–	S
<i>Diospyros hispida</i> A. DC.	129	15.9	6	Z	–	T
<i>Duguetia furfuracea</i> (A. St.-Hil.) Benth. & Hook. f.	14	1.7	6	Z	–	S
<i>Erythroxylum campestre</i> A. St.-Hil.	5	0.6	4	Z	–	S
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	23	2.8	8	Z	+	S
<i>Erythroxylum suberosum</i> A. St.-Hil.	2	0.2	1	Z	–	T
<i>Eugenia livida</i> O. Berg	1	0.1	1	Z	–	T
<i>Eugenia lutescens</i> Cambess.	1	0.1	1	Z	–	T
<i>Gochnatia barrosii</i> Cabrera	20	2.5	8	A	–	S
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	12	1.5	3	A	–	T
<i>Gochnatia pulchra</i> Cabrera	14	1.7	6	A	–	S
<i>Gomphrena virgata</i> Mart.	6	0.7	3	B	–	H
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	19	2.3	5	A	–	T
<i>Lippia lupulina</i> Cham.	2	0.2	2	B	–	H
<i>Lippia sidoides</i> Cham.	10	1.2	2	B	–	S
<i>Mandevilla velutina</i> K. Schum.	3	0.4	2	A	–	S
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	1	0.1	1	Z	+	T
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	1	0.1	1	Z	+	T
<i>Mimosa dolens</i> Vell.	2	0.2	2	B	–	S
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	2	0.2	2	Z	+	T
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	1	0.1	1	Z	+	T
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	7	0.9	5	Z	+	T
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart. ex Engl.) Engl.	1	0.1	1	Z	–	T
<i>Oxypetalum appendiculatum</i> Mart. & Zucc.	1	0.1	1	A	–	C
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C. Sm.	2	0.2	2	Z	–	S
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	1	0.1	1	A	–	T
<i>Psidium cinereum</i> Mart. ex DC.	17	2.1	8	Z	–	S
<i>Psidium guineense</i> Sw.	1	0.1	1	Z	–	T
<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	50	6.2	9	Z	–	S
<i>Sebastiania serrulata</i> (Mart.) Mullenders	5	0.6	4	B	–	H
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	4	0.5	3	B	–	T
<i>Stryphnodendron obovatum</i> Benth.	3	0.4	3	B	–	T
<i>Syagrus petraea</i> (Mart.) Becc.	8	1.0	5	Z	–	P
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	1	0.1	1	Z	–	S
<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.	21.7	9	A	–	H	

Appendix 2 Native species in the cerrado 1 m² control plots. Number of individuals sampled (*n*); relative density (RD); number of plots that species were founded (*F*); dispersal syndrome (DS): anemochory (A), barochory (B) and zoochory (Z); shade tolerance (ST): positive (+) or negative (-); life form (LF): herb (H), shrub (S), palm (P) or tree (T).

Species	<i>n</i>	RD (%)	<i>F</i>	DS	ST	LF
<i>Acosmium subelegans</i> (Mohlenbr.) Yakovlev	4	1.3	4	A	-	T
<i>Aegiphila lhotskiana</i> Cham.	8	2.3	7	Z	-	T
<i>Alibertia obtusa</i> K. Schum.	64	3.3	10	Z	-	S
<i>Allagoptera campestris</i> (Mart.) Kuntze	1	0.3	1	Z	-	P
<i>Anacardium humile</i> A. St.-Hil.	12	1.6	5	Z	-	S
<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.	115	7.6	23	Z	-	S
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	95	8.2	25	Z	-	H
<i>Axonopus brasiliensis</i> (Spreng.) Kuhlman	3	1.0	3	Z	-	H
<i>Blainvillea dichotoma</i> (Murray) Stewart	2	0.7	2	A	-	H
<i>Borreria poaya</i> (A. St.-Hil.) DC.	3	1.0	3	B	-	H
<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.	21	3.0	9	Z	-	S
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O. Berg	3	1.0	3	Z	-	S
<i>Casearia silvestris</i> Sw.	23	3.9	12	Z	+	T
<i>Cayaponia espelina</i> (Silva Manso) Cogn.	3	1.0	3	Z	-	S
<i>Chamaecrista cathartica</i> (Mart.) H.S. Irwin & Barneby	1	0.3	1	B	-	S
<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip	1	0.3	1	B	-	S
<i>Cissampelos ovalifolia</i> DC.	5	1.3	4	Z	-	S
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	1	0.3	1	Z	-	T
Cyperaceae 1	1	0.3	1	B	-	H
<i>Diospyros hispida</i> A. DC.	26	5.3	16	Z	-	T
<i>Eriosema heterophyllum</i> Benth.	6	1.6	5	B	-	H
<i>Erythroxylum campestre</i> A. St.-Hil.	5	1.3	4	Z	-	S
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	6	1.6	5	Z	+	S
<i>Eugenia linearifolia</i> O. Berg	55	5.6	17	Z	-	S
<i>Eugenia livida</i> O. Berg.	6	1.9	6	Z	-	T
<i>Eugenia obversa</i> O. Berg	1	0.3	1	Z	-	S
<i>Eugenia pitanga</i> (O. Berg) Kiaersk.	3	0.7	2	Z	-	S
<i>Evolveria filipes</i> Mart.	4	1.0	3	B	-	H
<i>Forsteronia glabrescens</i> Müll. Arg.	3	0.3	1	A	-	L
<i>Gochnatia pulchra</i> Cabrera	1	0.3	1	A	-	S
<i>Gomphrena macrocephala</i> A. St.-Hil.	6	0.3	1	B	-	H
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	3	1.0	3	A	-	T
<i>Jacaranda decurrens</i> Cham.	3	0.3	1	A	-	S
<i>Lippia lupulina</i> Cham.	1	0.3	1	B	-	S
<i>Loudetiopsis chrysotrix</i> (Nees) Conert	5	1.0	3	B	-	H
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	1	0.3	1	Z	+	T
<i>Mimosa dolens</i> Vell.	1	0.3	1	B	-	S
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	8	0.7	2	Z	+	T
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	5	1.6	5	Z	-	S
<i>Parinari obtusifolia</i> Hook. f.	12	1.3	4	Z	-	S
<i>Paspalum hyalinum</i> Nees ex Trin.	43	5.3	16	Z	-	H
<i>Paspalum lineare</i> Trin.	5	1.3	4	Z	-	H
<i>Peltaea polymorpha</i> (A. St.-Hil.) Krapov. & Cristóbal	3	0.7	2	B	-	H
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C. Sm.	7	1.6	5	Z	-	S
Poaceae 1	3	0.7	2	?	-	H
Poaceae 2	2	0.7	2	?	-	H
Poaceae 3	2	0.7	2	?	-	H
<i>Polypodium latipes</i> Langsd. & L. Fisch.	4	0.3	1	A	+	H
<i>Pouteria subcaerulea</i> Engl.	1	0.3	1	Z	-	S
<i>Pradosia brevipes</i> (Pierre) T.D. Penn.	147	5.3	16	Z	-	S
<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	9	2.6	8	Z	-	S
<i>Schultesia guianensis</i> (Aubl.) Malme	1	0.3	1	B	-	H
<i>Sebastiania serrulata</i> (Mart.) Mullenders	4	1.3	4	B	-	H
<i>Tibouchina gracilis</i> (Bonpl.) Cogn.	2	0.3	1	A	-	H
<i>Tontelea micrantha</i> (Mart. ex Schult.) A.C. Sm.	1	0.3	1	Z	-	S
<i>Trichogonia salviifolia</i> Gardner	1	0.3	1	A	-	H
<i>Tristachya leiostachya</i> Nees	27	5.3	16	Z	-	H
<i>Vernonia brevifolia</i> Less.	3	0.3	1	A	-	H
<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.	41	5.9	18	A	-	H
<i>Waltheria douradinha</i> A. St.-Hil.	2	0.3	1	B	-	H

Capítulo 2

Mudanças nos filtros ecológicos e perda de diversidade de plantas nativas após invasão por *Pinus elliottii* no Cerrado

Rodolfo Cesar Real de Abreu ¹; Emilio Miguel Bruna ^{2,3}; Giselda Durigan ^{1,4}

¹ Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Avenida Trabalhador São Carlense, 400, CP 292, CEP 13560-970, São Carlos, SP, Brasil

² Department of Wildlife Ecology and Conservation, University of Florida, P.O. Box 110430, Gainesville, FL 32611-0430, USA

³ Center for Latin American Studies, University of Florida, P.O. Box 110530, Gainesville, Florida 32611-5530 USA

⁴ Instituto Florestal de São Paulo, Floresta Estadual de Assis, CP 104, CEP 19802-970 Assis, SP, Brasil

* capítulo a ser submetido para a revista Diversity and Distributions

RESUMO

Objetivo Diagnosticar a perda de espécies nativas no Cerrado brasileiro provocada pelo processo de invasão por *P. elliottii*.

Localização Ecossistema Cerrado – Savana – Brasil – América do Sul.

Métodos Em um gradiente de invasão por *Pinus elliottii* em Cerrado foram alocadas 50 parcelas com 10 x 10 m distribuídas por cinco sítios. Em cada parcela foram coletadas as variáveis abióticas espessura da camada de acículas e abertura de dossel e a variável biótica abundância de espécies nativas. As espécies foram divididas em grupos funcionais de acordo com a forma de vida. GAMMs (Modelos Mistos Aditivos Generalizados) foram gerados utilizando as variáveis abióticas e o número de espécies de cada grupo funcional. Um modelo de Estados e Transições foi desenvolvido para explicar como ocorre o processo de invasão no Cerrado.

Resultados A formação de uma camada de acículas sobre o solo e o sombreamento promovido pelas árvores invasoras resultaram em modificações dos filtros ambientais. Tais fatores estiveram fortemente relacionados com o desaparecimento de espécies de gramíneas, ciperáceas, ervas e arbustos. A perda de espécies de gramíneas, ciperáceas e ervas é explicada pela espessura da camada de acículas, enquanto o desaparecimento dos arbustos respondeu ao fechamento de dossel promovido pela invasora. Não foram notados efeitos para árvores.

Principais conclusões Os efeitos da invasão foram mais fortes sobre as plantas pequenas não lenhosas e arbustos. À medida que a invasão avança, a modificação de habitat se acentua e mais espécies nativas são perdidas. A espécie invasora altera as características abióticas do ecossistema e cria um ambiente florestal onde anteriormente era campo cerrado.

Palavras chave: biodiversidade, *Pinus elliottii* var. *elliottii*, regras de montagem, modelo de estados e transições, cerrado, Brazil.

INTRODUÇÃO

O gênero *Pinus* é nativo do Hemisfério Norte e é composto por 111 espécies, das quais pelo menos 22 são invasoras em alguma parte do mundo (Richardson 2006; Richardson and Réjmanek, 2011). Muitas invasões biológicas foram resultantes da utilização destas espécies na silvicultura e no controle de erosão. As espécies cultivadas frequentemente escapam das plantações e invadem áreas naturais (Higgins & Richardson, 1998; Procheş, Wilson, Richardson, & Rejmánek, 2011; D. M. Richardson, Williams, & Hobbs, 1994), especialmente savanas úmidas, campos arbustivos ou campos graminóides (David M Richardson, 1998). Estudos com *Pinus* têm mostrado como a invasão de regiões savânicas influencia negativamente a disponibilidade de água de reservatórios e lençóis freáticos (Maitre, Wilgen, & Chapman, 1996) e como a alteração da estrutura da vegetação ocorre (Cuevas & Zalba, 2009; Langdon, Pauchard, & Aguayo, 2010; Zalba & Villamil, 2002). Entretanto, surpreendentemente, pouco se sabe sobre as consequências dessas invasões para a biodiversidade ou sobre os mecanismos ecológicos responsáveis por essas mudanças.

Toda comunidade é regulada em algum nível pelos filtros ecológicos que direcionam a sucessão (Temperton, Hobbs, Nuttle, & Halle, 2004). Espécies invasoras podem começar a atuar como filtros bióticos na comunidade, influenciando de maneira diferente os diversos grupos funcionais de espécies nativas. Por exemplo, estudos anteriores apontam para uma tendência de que as gramíneas e outras espécies heliófilas saiam do sistema savânico com o sombreamento provocado pelo desenvolvimento de árvores (Durigan & Ratter, 2006). Este mesmo sombreamento provocado pelo adensamento da copa das árvores pode favorecer o aumento de espécies arbóreas regenerantes nas fisionomias abertas de Cerrado, fazendo com que os ambientes savânicos gradativamente se tornem ambientes florestais. A invasão pelo *Pinus*, portanto, passa a dirigir as regras de montagem da comunidade, ao estabelecer uma nova hierarquia de filtros ecológicos, que atuam em uma nova ordem na cronologia da sucessão. Alguns desses filtros são suficientemente restritivos para suprimir grupos funcionais inteiros e outros filtros passam a permitir a entrada de outros grupos funcionais que antes não seriam admitidos. Entender como a espécie invasora *Pinus elliottii* influencia as regras de montagem e os filtros ecológicos e como ocorrerá a alteração da estrutura e dos grupos funcionais de plantas nas áreas invadidas do Cerrado pode contribuir para a previsibilidade da sucessão ecológica nas áreas invadidas.

Neste sentido, os Modelos de Estados e Transições (*State and Transition Models* – STMs) têm papel importante. STMs são modelos conceituais da dinâmica dos ecossistemas, que englobam a complexidade e a não linearidade da dinâmica vegetacional com as múltiplas trajetórias possíveis, identificando estados discretos e descrevendo processos que promovem as transições entre estados (Bestelmeyer et al., 2003; Briske, Fuhlendorf, & Smeins, 2003). Geralmente os estados, as transições e os limiares são descritos qualitativamente, mas abordagens quantitativas também são possíveis (Allen-Diaz & Bartolome, 1998; Jackson & Bartolome, 2002). Em estudos de invasões biológicas, STMs auxiliam na representação das transformações na composição ou estrutura dos ecossistemas (Hobbs & Suding, 2008). Construídos a partir de dados empíricos, anos de observações de campo e do conhecimento acumulado sobre os sistemas (Hobbs & Suding, 2008) ao incorporar os filtros ecológicos envolvidos na invasão, os STMs tornam possível a previsão de possíveis trajetórias que o sistema local poderá seguir. Consequentemente, STMs podem ser bons descritores do processo de invasão por *P. elliottii* nas comunidades de Cerrado. Utilizados pela primeira vez na ecologia de pastagens (Friedel, 1991; Westoby, Walker, & Noy-Meir, 1989), STMs tem sido recentemente incorporados na Ecologia da Restauração (Bestelmeyer et al., 2003; Grant, 2006), utilizados como "ferramentas heurísticas para guiar esforços de restauração", devido à fácil compreensão pelos proprietários de terras.

A espécie *Pinus elliottii* var. *elliottii* tem sido introduzida para silvicultura por todo o Hemisfério Sul. Embora originalmente o potencial invasivo da espécie fosse considerado modesto (Rejmánek & Richardson, 1996), atualmente tem se comportado como invasora agressiva em países como Argentina, Austrália, Brasil, Nova Zelândia e África do Sul (David M. Richardson & Rejmánek, 2004, 2011). No Brasil, o Cerrado – um hotspot de biodiversidade que abrange cerca de 2 milhões de km² e possui cerca de 12000 espécies de plantas, das quais 4400 são endêmicas (Myers, Mittermeier, Mittermeier, da Fonseca, & Kent, 2000; Oliveira-Filho & Ratter, 2002), tem sido a região mais invadida pela espécie (Abreu & Durigan, 2011; Almeida et al., 2010; Zanchetta & Pinheiro, 2007). No primeiro capítulo desta tese, demonstrou-se que a invasão por esta espécie provoca forte redução na biodiversidade de plantas do campo cerrado (dados publicados em Abreu & Durigan, 2011). Entretanto, a hierarquia e a cronologia dos filtros ecológicos responsáveis pela perda de diversidade e a modificação de habitat provocada pela espécie invasora nunca foram descritas anteriormente.

Neste capítulo, buscamos responder a três questões relacionadas à perda de biodiversidade de espécies de plantas nativas no Cerrado invadido por *P. elliottii*: 1) Dentre os fatores associados à espécie invasora (área basal, fechamento de dossel e espessura da camada de acículas), quais influenciam negativamente a comunidade de plantas nativas do Cerrado? 2) Entre os grupos de espécies nativas, quais são mais suscetíveis ao impacto decorrente da invasão biológica por *P. elliottii*? 3) Como o avanço da invasão modifica o ambiente savânico?

MÉTODOS

Área de Estudo e Espécie

A Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB) possui área de 2715 ha no município de Águas de Santa Bárbara – SP (Meira Neto, Martins, & Valente, 2007), Sudeste do Brasil. Está localizada entre as coordenadas 22° 46' 33" e 22° 50' 33" S e 49° 10' 27" e 49° 15' 36" W, próxima à fronteira sul do domínio do Cerrado, com altitudes entre 600 e 680 m a.n.m. O clima da região é do tipo Cwa de Köppen (Meira Neto et al., 2007), com temperaturas médias mensais variando entre 16°C e 24°C. Invernos secos e verões chuvosos caracterizam a região, com precipitação média anual entre 1100 e 1300 mm. A EEcSB possui diferentes fisionomias de Cerrado, fortemente relacionadas ao tipo de solo. Latossolos são encontrados no cerrado típico ou no cerradão. Neosolos quartzarênicos ocorrem no campo cerrado e Alisolos são encontrados no campo úmido (Meira Neto et al., 2007). A vegetação de campo cerrado, uma fisionomia onde as árvores são escassas, ocupa área total de 225 ha, dos quais 136 ha já foram perdidos por conta da massiva invasão por espécies do gênero *Pinus*, particularmente nas zonas ripárias (Melo & Durigan, 2010).

Pinus elliottii var. *elliottii*

Pinus elliottii é uma espécie arbórea de crescimento rápido, nativa do Sul dos Estados Unidos da América. Foi introduzida no Brasil em 1936 para a produção de madeira e resina (terebentina) e começou a ser plantada em larga escala a partir da década de 1950 (Kronka, Bertolani, & Ponce, 1995). Tem sido amplamente cultivada no estado de São Paulo, tendo se adaptado particularmente bem em áreas mais frias e úmidas. A partir dos plantios iniciais o cultivo se expandiu em direção ao Sul para outros estados e países vizinhos. As árvores da espécie produzem grande número de sementes aladas, que são dispersas pelo vento no início da estação seca, geralmente entre março e maio (Zanchetta & Pinheiro, 2007).

Padrões da comunidade

Para responder à questão "Dentre os fatores associados à espécie invasora (área basal, fechamento de dossel e profundidade da camada de acículas), quais influenciam negativamente a comunidade de plantas nativas do Cerrado?", foram estabelecidas parcelas permanentes em cerrado invadido por *P. elliottii*. Foram instaladas 50 parcelas de 10 x 10 m agrupadas em 5 blocos, distantes entre si em pelo menos 50 metros. Em cada bloco, as 10 parcelas foram demarcadas em área contínua, de forma que diferentes intensidades de invasão por *P. elliottii* fossem amostradas, formando um gradiente. Assim, dentro de cada bloco deveriam existir parcelas com a área basal e a densidade de *Pinus* correspondendo a 0 até 100% dos indivíduos a partir de 50 cm de altura dentro da parcela. A área amostral composta pelas parcelas dos cinco blocos totalizou 5.000 m². Para o estudo da vegetação de gramíneas, ciperáceas, ervas e plantas lignificadas com até 50 cm de altura, dentro de cada parcela de 10 x 10 m foram alocadas cinco subparcelas de 1 x 1 m, totalizando 50 parcelas de 1m² por local e 250 em todo o estudo. Espécies cuja identificação não foi possível em campo foram coletadas para posterior identificação com auxílio de literatura, herbário ou especialistas, e foram depositadas na coleção botânica da Floresta Estadual de Assis.

As espécies foram divididas em cinco grupos, baseados em atributos taxonômicos e de forma de vida: 1) Gramíneas: espécies da família Poaceae; 2) Ciperáceas: espécies da família Cyperaceae; 3) Ervas: vegetação não graminóide sem caule lenhoso persistente; 4) Arbustos: plantas lenhosas com vários troncos oriundos da base; e 5) Árvores: tronco lenhoso bem definido. Trepadeiras e palmeiras, muito raras, foram incluídas na categoria 'árvores' para esta análise.

Em cada uma das parcelas de 10 x 10 m foram coletadas as variáveis bióticas número de espécies nativas (altura $\geq$ 50 cm), área basal (m²) e densidade de indivíduos da espécie invasora e as variáveis abióticas espessura da camada de acículas (cm) e abertura de dossel (%). A cobertura de dossel foi obtida por meio de fotografias hemisféricas com lente fisheye (Nikkon FC-E9), posicionada a 1 m acima da superfície do solo com auxílio de tripé. Uma fotografia foi tirada no centro de cada subparcela de 1m² para o estudo da influência da cobertura sobre o estrato herbáceo e no centro de cada parcela de 100 m² para o estudo do estrato arbóreo. As fotografias foram tiradas antes do nascer do sol ou imediatamente após o por do sol, com céu homogêneo para evitar superestimativas de brilho. Cada fotografia foi tratada no programa Sidelook 1.0 (Nobis & Hunziker, 2005), em threshold automático, com máximo contraste de azul. Depois de convertidas em preto e branco, as fotos foram analisadas no programa Gap Light Analyzer 2.0 (Frazer, Canham, & Lertzman, 1999). A

espessura da camada de acículas foi medida com uma régua graduada em mm em cada uma das subparcelas de 1 x 1 m.

Foi feita uma RDA semiparcial (Canonical Redundancy Analysis) com 9999 permutações, incorporando-se a abundância de cada espécie nativa por parcela e as variáveis: fechamento de dossel, área basal de *Pinus* e espessura da camada de acículas. As coordenadas geográficas de cada parcela foram incorporadas como matriz de covariável. Foi utilizado o pacote *rdaTest* (Legendre & Durand, 2010) no R (R Development Core Team 2011).

Grupos funcionais e perdas de biodiversidade

A resposta à questão 2 "Entre os grupos de espécies nativas, quais são mais suscetíveis à invasão biológica promovida por *P. elliottii*?" foi gerada a partir dos resultados obtidos na análise anterior (RDA). Modelos Mistos Aditivos Generalizados (Generalized Additive Mixed Models – GAMM) foram desenvolvidos com o número de espécies nativas de cada um dos grupos funcionais como variável resposta e as variáveis explanatórias espessura da camada de acículas, abertura de dossel e interação entre a espessura da camada de acículas e a abertura de dossel. Foi selecionado para os modelos o tipo de variância de Máxima Verossimilhança Restrita (Variance type Restricted Maximum Likelihood – REML). Cada um dos cinco blocos de parcelas foi incorporado como a parte randômica do modelo e os dados tiveram distribuição de Poisson. Para verificar a influência da autocorrelação espacial, as coordenadas geográficas de cada parcela foram incorporadas nos modelos. Como não foram detectadas diferenças entre os modelos com e sem incorporação da autocorrelação espacial, optamos pela utilização dos modelos mais simples (Bolker et al., 2009). Para estas análises foi utilizado o pacote *mgcv* (Wood, 2011) no programa R (R Development Core Team 2011).

Modelo de Estados e Transições

Para responder à questão 3: "Como o avanço da invasão modifica o ambiente savânico?" foi desenvolvido um Modelo de Estados e Transições (State and Transition Model – STM). Para a construção deste modelo, utilizou-se o conhecimento gerado a partir das observações de campo e resultados apresentados resumidamente no Capítulo 1 (publicados na íntegra em Abreu & Durigan, 2011), somados às observações e resultados apresentados nos itens anteriores deste capítulo e, também, em informações geradas pelo Capítulo 3.

STMs são modelos conceituais da dinâmica de ecossistemas que podem auxiliar na maneira correta de diagnosticar danos no ecossistema, identificar fatores que restringem a restauração, e desenvolver métodos com o objetivo de eliminar tais restrições (Hobbs & Suding, 2008). Identificam-se os estados possíveis do ecossistema, os fatores que levam à mudança de estado e os limiares entre estados, representando-se graficamente todos os processos envolvidos. A formulação do modelo de estados e transições baseou-se na identificação dos estados do ecossistema ao longo do processo de invasão e nos fatores que impedem ou favorecem a transição entre estados. As Regras de Montagem e as alterações nos Filtros Ecológicos envolvidos no processo de invasão da comunidade vegetal puderam ser descritas antes e depois da invasão por *P. elliottii*. Baseado no conhecimento empírico e no conhecimento técnico (Abreu & Durigan, 2011) previamente existente acerca da comunidade invadida na região de estudo, a descrição do processo de invasão pode ser extrapolada, por meio de Modelos de Estágios e Transições (STM), para toda a região do Cerrado brasileiro.

RESULTADOS

Padrões da comunidade

As espécies nativas de Cerrado tendem a desaparecer em locais com colonização massiva de *Pinus* (Figura 1). As espécies que têm preferência por locais com baixa cobertura de acículas foram separadas daquelas espécies capazes de ocorrer em terrenos cobertos pelas acículas. A espessura da camada de acículas, a área basal de *Pinus* e a cobertura de dossel foram apontadas como variáveis redundantes, por exercerem o mesmo efeito supressor sobre a comunidade nativa do cerrado, sendo que a espessura da camada de acículas apresentou a mais alta correlação com a variável resposta. Desta forma, os modelos GAM foram desenvolvidos com base na variável espessura da camada de acículas.

Figura 1 – RDA parcial de toda a comunidade, incorporando as 50 parcelas estudadas (10 x 10 m – círculos pretos); abundância de espécies por parcela (setas vermelhas); variáveis explanatórias (setas azuis): espessura da camada de acículas, área basal de *Pinus* e fechamento de dossel. Coordenadas geográficas incorporadas na forma de matriz de covariáveis, não mostrada no gráfico. Semiparcial $R^2 = 11,92\%$; $F = 2,15$, P (9999 permutações) $< 0,0001$.

Grupos funcionais e perdas de biodiversidade

No total, foram encontradas 15 espécies de gramíneas, 6 de ciperáceas, 25 de herbáceas, 21 de arbustos e 12 de árvores nas 250 parcelas de 1m² (Tabela 1). A espessura da camada de acículas foi considerada um bom preditor da perda de espécies no estrato herbáceo e a cobertura de dossel promovido pelas árvores de *Pinus* explicou a redução no número de espécies de arbustos (Figura 2). O estrato inferior (altura abaixo de 50 cm), composto por gramíneas, ciperáceas e ervas, foi fortemente influenciado pela espessura da camada de acículas depositada sobre o solo. Quanto mais espessa esta camada, maior a perda de espécies destes grupos funcionais (Figura 2). O fechamento do dossel promovido pelo *Pinus* exerceu influência negativa apenas sobre o grupo funcional de arbustos. Entre as plantas com altura a partir de 50 cm foram identificadas 3 espécies de palmeiras, 17 espécies de arbustos e 18 espécies arbóreas (Tabela 2). Com exceção das espécies arbóreas ($R^2 = 0,01$; $P = 0,37$), a perda de espécies foi observada em todos os grupos funcionais. Os efeitos mais fortes foram observados nas gramíneas ($R^2 = 0,73$; $P < 0,001$), ervas ($R^2 = 0,57$; $P < 0,001$), arbustos ($R^2 = 0,41$; $P < 0,001$) e ciperáceas ($R^2 = 0,34$; $P < 0,001$).

Figura 2 - Modelos Aditivos Mistos Generalizados (GAMM) entre as variáveis selecionadas: profundidade da camada de acículas ou fechamento de dossel para cada grupo funcional de acordo com a forma de vida (herbáceas e arbustos) ou grupo taxonômico (gramíneas e ciperáceas).

Regras de Montagem e Modelo de Estados e Transições ***1ª fase do processo de invasão***

A invasão por *P. elliottii* depende da proximidade com a fonte de sementes, de modo que quanto mais próxima for esta fonte, maior a probabilidade de invasão. Ventos fortes na época de dispersão podem levar as sementes a distâncias muito maiores que as alcançadas usualmente (eventos estocásticos). Entretanto, a chuva de sementes não é suficiente para que

ocorra a invasão. Alguns filtros abióticos (solo e clima) precisam ser transpostos para que as sementes germinem e se estabeleçam. Ao transpor a barreira da dispersão, caso não encontrem condições favoráveis, as sementes dispersas irão morrer no solo. Condições favoráveis à invasão podem ser criadas após eventos climáticos extremos, no caso deste estudo uma geada, capaz de matar plantas nativas e expor o solo para as sementes recém chegadas de *Pinus*. Nesta situação a resistência biótica do ecossistema é rompida. Após este processo, é necessária umidade no solo para que as sementes da espécie invasora germinem e as plântulas se desenvolvam, o que irá ocorrer em anos com invernos chuvosos (eventos estocásticos) ou em ambientes permanentemente úmidos. Caso não haja umidade disponível no solo, as novas plântulas irão morrer e o processo de invasão será interrompido. A passagem de fogo, caso as sementes tenham germinado, também pode interromper o processo de invasão, causando a morte das plântulas de *Pinus*.

2ª fase do processo

Após invernos chuvosos e sem a passagem do fogo, estabelecem-se os primeiros indivíduos de *Pinus*, que irão crescer e criar sombra esparsa no ambiente savânico. Ocorre assim a primeira onda de invasão, caracterizada pelo crescimento dos fundadores. A paisagem é uma vegetação campestre com árvores esparsas de *Pinus*.

3ª fase do processo

Após a primeira onda de invasão bem sucedida, a invasão não retrocede. O crescimento dos fundadores irá facilitar o estabelecimento de árvores nativas sob a copa dos *Pinus*, por criar um ambiente sombreado e funcionar como poleiro de fauna dispersora de sementes. Paralelamente, este sombreado e o início da deposição de acículas sobre o solo irão inibir a presença de espécies heliófitas e herbáceas sob a copa dos *Pinus*. Neste momento, o ambiente é composto por vegetação campestre, com os indivíduos adultos de *Pinus* atuando como facilitadores da regeneração ("nurse trees"). Formam-se ilhas de espécies tolerantes à sombra crescendo sob as copas de *Pinus* e é baixa a densidade de espécies heliófitas.

Após a reprodução destes fundadores, o limiar de dispersão está definitivamente rompido. Muitas sementes são liberadas na vizinhança das plantas mães (fundadores), aumentando fortemente a pressão de propágulos. As condições climáticas irão determinar a direção da sucessão ecológica a partir deste momento. Em anos com inverno seco estas sementes morrerão antes de germinar ou na fase de plântulas. Em anos com inverno frio (com

geadas) e chuvoso, as sementes dispersadas germinarão e darão início à segunda onda de invasão. Nesta fase o sistema é composto pelos fundadores atuando como facilitadores da regeneração, árvores nativas tolerantes à sombra agrupadas sob as copas dos fundadores, alta densidade de *Pinus* jovens e baixa densidade de plantas heliófitas nativas. À medida que crescem os jovens de *Pinus* (descendentes dos fundadores), tem início a competição intraespecífica. Mais acículas são depositadas no solo e a cobertura do dossel aumenta, diminuindo a luz disponível. O impedimento mecânico pelas acículas e o sombreamento inibem completamente o estabelecimento das plantas nativas, inclusive de árvores tolerantes à sombra. Ao final do processo de invasão, o estrato herbáceo-arbustivo é inexistente, árvores de *Pinus* ocupam todos os estratos, persistindo raros indivíduos de espécies nativas tolerantes à sombra, que sobreviveram sob a copa dos fundadores, não havendo mais recrutamento de espécies nativas (Figura 3).

Figura 3– Modelo de Estado e Transição desenvolvido com base nos dados gerados por este estudo (Capítulos 1, 2 e 3) e apoiados pelo conhecimento heurístico e pela literatura. T = *threshold*, limiares que precisariam ser transpostos para que ocorresse o avanço da invasão; F = fatores que favorecem a invasão. Setas verticais = processos que promovem a mudança de estados.

DISCUSSÃO

A transformação do ambiente savânico em florestal é claramente percebida à medida que a invasão por *Pinus elliottii* avança. A formação de uma espessa camada de acículas sobre o solo e o sombreamento promovido pelas árvores invasoras passam a funcionar como novos filtros ecológicos que não existiam anteriormente à invasão. A formação destes novos filtros esteve fortemente relacionada com o desaparecimento de espécies de gramíneas, ciperáceas, ervas e arbustos. Neste sentido, os principais efeitos da invasão foram detectados sobre as plantas nativas menores do que 50 cm de altura. A abundância de arbustos diminuiu conforme houve aumento do sombreamento promovido pelo adensamento das copas da espécie invasora.

A substituição de grupos funcionais próximos às árvores de *Pinus elliottii* também foi verificada no habitat nativo em uma savana úmida de *P. elliottii* no Mississippi, EUA (Brewer, 1998). Tal substituição foi descrita no capítulo 1 deste estudo (publicado em Abreu & Durigan, 2011). Tanto no ambiente nativo (EUA) quanto no invadido (Brasil), a substituição dos grupos funcionais foi atribuída à formação de uma camada de acículas espessa a ponto de prejudicar algumas espécies. Esta camada, que pode chegar a até 6 cm de espessura sob a copa das árvores de *P. elliottii* no ambiente nativo (Brewer, 1998), chegou a atingir 14 cm de espessura no ambiente invadido (este estudo). Fatores como maior chegada de sementes zoocóricas que se depositam sob a copa das primeiras árvores de *Pinus* invasores, que atuam como poleiros de fauna, e a modificação de habitat com a formação de um microssítio favorável ao estabelecimento de espécies lenhosas foram apontados como responsáveis pela substituição dos grupos funcionais tanto no ambiente nativo (Brewer, 1998) quanto no invadido (Abreu & Durigan, 2011). O mesmo padrão encontrado no ambiente nativo – de que espécies lenhosas dispersas por animais são mais frequentes próximas às árvores de *Pinus* do que longe delas (Brewer, 1998) foi descrito também no ambiente invadido (Abreu & Durigan, 2011). Debaixo da copa das árvores de *P. elliottii* houve a diminuição da riqueza de espécies dos grupos funcionais estudados no ambiente nativo, dentre eles: plantas insetívoras, ervas, e vegetação não graminóide (Brewer, 1998). Entretanto, diferentemente dos nossos resultados, no ambiente nativo efeitos significativos na redução de gramíneas não foram encontrados (Brewer, 1998). De maneira geral, quando considerados gradientes vegetacionais, desde campos graminóides até florestas, há uma relação negativa entre a riqueza de espécies lenhosas do subosque e a cobertura de gramíneas (Peterson & Reich, 2007). Ou seja, conforme aumenta a cobertura de espécies arbóreas é

esperado que a cobertura de gramíneas seja reduzida (Peterson & Reich, 2007), seja pelo fechamento do dossel ou pelo acúmulo de serapilheira (Xiong et al., 2003). Desta forma, a redução da riqueza de espécies graminóides, ciperáceas e ervas na comunidade vegetal do Cerrado foi inversamente proporcional à densidade da espécie invasora. Para o grupo de árvores nativas, efeitos da invasão não foram notados. Este resultado pode ser decorrente do tempo (recente) desde a invasão, insuficiente para suprimir as espécies arbóreas. Ou ainda porque as espécies arbóreas heliófilas podem ter sido substituídas por espécies umbrófilas, protegidas sob o dossel dos *Pinus* invasores.

O efeito nocivo provocado pela camada de acículas sobre a flora autóctone foi demonstrado para outras espécies do gênero *Pinus* plantadas no Hemisfério Sul. Em geral, a adição de acículas causou uma mudança estrutural imediata na qualidade da serapilheira dos ecossistemas invadidos (Baker & Murray, 2012; Williams & Wardle, 2007). Na Venezuela, experimentos realizados em casa de vegetação mostraram que a presença da camada de acículas de *Pinus caribaea* reduziu em 50% a germinação do banco de sementes de solos coletados sob plantações desta espécie (Bueno & Baruch, 2011). Em savanas arborizadas vizinhas a plantações de *Pinus radiata* na Austrália, a camada de acículas formada promoveu alterações na composição da vegetação nativa e a riqueza de espécies diminuiu conforme o aumento da quantidade de acículas sobre o solo (Baker, Murray, & Hose, 2007). Nosso estudo mostrou que a diminuição da riqueza de espécies nativas de Cerrado ocorreu em função do aumento da camada de acículas de *Pinus elliottii* e foi agravada com o avanço da invasão, à medida que mais acículas foram depositadas no solo. Com o incremento desta barreira física de origem biótica, parece ocorrer o impedimento da germinação do banco de sementes e da rebrota dos xilopódios (Appenzato-da-Glória & Estelita, 2000; Vilhalva & Appenzato-da-Glória, 2006) das espécies de cerrado remanescentes na área invadida.

Além do efeito negativo promovido pela deposição de acículas, também foi observado anteriormente, em savanas, o efeito da cobertura de dossel sobre os grupos funcionais de gramíneas, ervas, arbustos e árvores (Peterson & Reich, 2007). Em nosso estudo, os arbustos foram o grupo funcional mais afetado pelo fechamento do dossel promovido por *P. elliottii*. Embora o efeito da interação entre a camada de acículas e o fechamento do dossel tenha sido sugerido em invasões de *Pinus radiata* sobre florestas de eucaliptos na Austrália (Williams & Wardle, 2007), e sabendo-se que falsas predições podem ser feitas quando considerados apenas os fatores individualmente e não suas interações (Xiong et al., 2003), em nosso estudo não foram detectados efeitos interativos entre as

variáveis e sim cada variável influenciando diferentemente cada grupo funcional. De maneira geral, gramíneas e ervas preferem dosséis mais abertos e passam a dominar campos graminóides e savanas, enquanto espécies lenhosas como arbustos e árvores mostram preferência por dosséis mais fechados (Peterson & Reich, 2007). Desta forma, é de se esperar que, à medida que a invasão avance, plantas herbáceas sejam suprimidas devido à deposição de acículas e que arbustos sejam suprimidos devido ao fechamento do dossel. É importante notar que mesmo que não tenham sido detectadas interações entre a espessura da camada de acículas e o fechamento do dossel, estas duas variáveis contribuem para a diminuição da entrada de luz no solo, afetando diretamente a rebrota ou germinação de espécies nativas de Cerrado.

Conforme visto anteriormente, as perdas de diversidade nos grupos funcionais gramíneas, ciperáceas e ervas foram atribuídas à espessura da camada de acículas e, para arbustos, ao fechamento do dossel. Houve, portanto, incorporação de novos filtros bióticos no ecossistema, modificando as regras de montagem da comunidade vegetal (Figura 3). Essas modificações podem ocorrer de modo similar em outras regiões do Cerrado brasileiro onde os filtros abióticos permitam a entrada e estabelecimento da espécie invasora. A entrada de espécies arbóreas, de ambientes florestais, foi facilitada, no primeiro pulso de invasão, pelos *Pinus* fundadores, que oferecem abrigo para a fauna dispersora e sombreiam o ambiente sob suas copas, tornando-o favorável ao estabelecimento dessas espécies e desfavorável às plantas heliófitas (Abreu & Durigan, 2011). Neste sentido, quatro filtros ecológicos foram apontados como comuns em todas as invasões (Theoharides & Dukes, 2007) e esses mesmos filtros foram observados em escala local. São eles: 1) Transporte – a pressão de propágulos exercida sobre a comunidade de campos úmidos depende de fatores como distância da fonte de propágulos (plantios comerciais) e intensidade de ventos na época de dispersão. 2) Colonização – eventos climáticos favorecem a colonização pela germinação das sementes recém-chegadas. A geada e os invernos úmidos são fundamentais para desencadear o processo de invasão. 3) Estabelecimento – a quebra da resistência biótica da comunidade de cerrado após a morte das espécies nativas provocada pela geada promove o estabelecimento dos primeiros indivíduos de *Pinus* (Abreu & Durigan, 2011), também chamada de primeira onda de invasão (Langdon et al., 2010). 4) Espalhamento regional – também chamada de segunda onda de invasão (Langdon et al., 2010), o avanço da invasão ocorre após a reprodução dos fundadores e é facilitado pelos mesmo eventos climáticos ocorridos no filtro 2.

CONCLUSÕES

A formação da espessa camada de acículas da espécie invasora é o mais forte fator a explicar as perdas de espécies nativas de Cerrado, especialmente as herbáceas, que desaparecem rapidamente após a invasão. O fechamento do dossel promovido pelo adensamento da invasão afeta negativamente os arbustos heliófitos, que sobrevivem às acículas. Os grupos funcionais mais afetados pela invasão por *Pinus elliottii* são gramíneas, ervas, arbustos e ciperáceas, que desaparecem do sistema nesta ordem. A riqueza de espécies de árvores parece não ter sido afetada pela invasão dentro da área de estudo. Ou essas espécies não são afetadas ou os efeitos da espécie invasora sobre elas se farão sentir em prazo mais longo do que o que foi documentado neste estudo.

Encontramos semelhanças ao comparar o papel desempenhado por *P. elliottii* no ambiente nativo e no ambiente invadido, o que foi complementar para a descrição dos filtros ecológicos relacionados à invasão e auxiliou na construção do Modelo de Estados e Transições. Isso mostra como o conhecimento da ecologia da espécie invasora no ambiente nativo serve para elucidar questões relativas ao comportamento da espécie no ambiente invadido. Ao promover o fechamento do dossel e aumentar a camada de serapilheira) a espécie invasora conduz à eliminação de espécies nativas de Cerrado. Uma vez que a espécie *P. elliottii* consiga transpor todos os limiares e filtros ecológicos e invadir as fisionomias campestres do Cerrado, a transformação do ambiente é irreversível e ações de manejo e restauração são necessárias para recuperar o ambiente invadido.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, R. C. R. d., & Durigan, G. (2011). Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecology & Diversity*, (October), 1–10.
- Allen-Diaz, B., & Bartolome, J. W. (1998). Sagebrush-Grass Vegetation Dynamics: Comparing Classical and State-Transition Models. *Ecological Applications*, 8(3), 795–804.
- Almeida, R. de, Cielo-Filho, R., Souza, Silvana Cristina Pereira Muniz de Aguiar, O. T. de, Baitello, J. B., Pastore, J. A., Kanashiro, M. M., ... Franco, C. R. de. (2010). Campo sujo úmido: fisionomia de Cerrado ameaçada pela contaminação de *Pinus elliotti* Engelm. na Estação Ecológica de itapeva, Estado de São Paulo. *Revista do Instituto Florestal*, 71–91.
- Appenzato-da-Glória, B., & Estelita, M. E. M. (2000). The developmental anatomy of the subterranean system in *Mandevilla illustris* (Vell.) Woodson and *M. velutina* (Mart. ex Stadelm.) Woodson (Apocynaceae). *Revista Brasileira de Botânica*, (1), 27–35.
- Baker, A. C., & Murray, B. R. (2012). Seasonal intrusion of litterfall from non-native pine plantations into surrounding native woodland: Implications for management of an invasive plantation species. *Forest Ecology and Management*, 277, 25–37.
- Baker, A. C., Murray, B. R., & Hose, G. C. (2007). Relating pine-litter intrusion to plant-community structure in native eucalypt woodland adjacent to *Pinus radiata* (Pinaceae) plantations. *Australian Journal of Botany*, 55(5), 521.
- Bestelmeyer, B. T., Brown, J. R., Havstad, K. M., Alexander, R., Vezs, C. H. A., & Herrick, J. E. (2003). Development and use of state-and-transition models for rangelands, (March), 114–126.
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H., & White, J.-S. S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution*, 24(3), 127–35.
- Brewer, J. S. (1998). Patterns of Plant Species Richness in a Wet Slash-Pine (*Pinus elliottii*) Savanna. *Journal of the Torrey Botanical Society*, 125(3), 216.
- Briske, D. D., Fuhlendorf, S. D., & Smeins, F. E. (2003). Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms, 40, 601–614.
- Bueno, A., & Baruch, Z. (2011). Soil seed bank and the effect of needle litter layer on seedling emergence in a tropical pine plantation. *Revista de biología tropical*, 59(3), 1071–9.
- Cuevas, Y. A., & Zalba, S. M. (2009). Recovery of Native Grasslands after Removing Invasive Pines. *Restoration Ecology*, 18(5), 711–719.

- Durigan, G., & Ratter, J. a. (2006). Successional Changes in Cerrado and Cerrado/Forest Ecotonal Vegetation in Western São Paulo State, Brazil, 1962–2000. *Edinburgh Journal of Botany*, 63(01), 119 – 130.
- Frazer, G. W., Canham, C. D., & Lertzman, K. P. (1999). Gap light analyzer (GLA). *software to extract canopy structure and gap light*. British Columbia: Simon Fraser University.
- Friedel, M. H. (1991). Range condition assessment and the concept of thresholds: A viewpoint, 44(5), 422–426.
- Grant, C. D. (2006). State-and-Transition Successional Model for Bauxite Mining Rehabilitation in the Jarrah Forest of Western Australia. *Restoration Ecology*, 14(1), 28–37.
- Higgins, S. I., & Richardson, D. M. (1998). Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. *Plant Ecology*, 135, 79–93.
- Hobbs, R., & Suding, K. (2008). *New models for ecosystem dynamics and restoration* (p. 352).
- Jackson, R. D., & Bartolome, J. W. (2002). A state-transition approach to understanding nonequilibrium plant community dynamics in Californian grasslands, 162, 49–65.
- Kronka, F., Bertolani, F., & Ponce, R. (1995). *A cultura do Pinus no Brasil*. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura.
- Langdon, B., Pauchard, A., & Aguayo, M. (2010). Pinus contorta invasion in the Chilean Patagonia: local patterns in a global context. *Biological Invasions*, 12(12), 3961–3971.
- Legendre, P., & Durand, S. (2010). rdaTest: Canonical redundancy analysis. *R package version 1.8*.
- Maitre, D. Le, Wilgen, B. Van, & Chapman, R. (1996). Invasive Plants and Water Resources in the Western Cape Province, South Africa: Modelling the Consequences of a Lack of Management. *Journal of Applied Ecology*, 33(1), 161–172.
- Meira Neto, J. A., Martins, F. R., & Valente, G. E. (2007). Composição florística e espectro biológico na Estação Ecológica de Santa Bárbara, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Árvore*, 31(5), 907–922.
- Melo, A. C. G., & Durigan, G. (2010). *Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara*. São Paulo.
- Myers, N., Mittermeier, R. a, Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. a, & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–8.
- Nobis, M., & Hunziker, U. (2005). Automatic thresholding for hemispherical canopy-photographs based on edge detection. *Agricultural and Forest Meteorology*, 128(3-4), 243–250.

- Oliveira-Filho, A., & Ratter, J. (2002). Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. In P. S. Oliveira & R. J. Marquis (Eds.), *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna* (pp. 91–120). New York: Columbia University Press.
- Peterson, D. W., & Reich, P. B. (2007). Fire frequency and tree canopy structure influence plant species diversity in a forest-grassland ecotone. *Plant Ecology*, 194(1), 5–16.
- Procheş, Ş., Wilson, J. R. U., Richardson, D. M., & Rejmánek, M. (2011). Native and naturalized range size in *Pinus*: relative importance of biogeography, introduction effort and species traits. *Global Ecology and Biogeography*, (21), 513–523.
- Rejmánek, M., & Richardson, D. M. (1996). What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, 77(6), 1655–1661.
- Richardson, D. (2006). *Pinus*: a model group for unlocking the secrets of alien plant invasions? *Preslia*, 375–388.
- Richardson, D. M., Williams, P. A., & Hobbs, R. J. (1994). Pine Invasions in the Southern Hemisphere: Determinants of Spread and Invasibility. *Journal of Biogeography*, 21(5), 511–527.
- Richardson, D.M., & Rejmanek, M. (2004). Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity & Distributions*, 10(5-6), 321–331.
- Richardson, David M. (1998). Forestry Trees as Invasive Aliens, 12(1), 18–26.
- Richardson, David M., & Rejmánek, M. (2011). Trees and shrubs as invasive alien species - a global review. *Diversity and Distributions*, 17(5), 788–809.
- Temperton, V., Hobbs, R., Nettle, T., & Halle, S. (2004). Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice, 465.
- Theoharides, K. a, & Dukes, J. S. (2007). Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. *The New phytologist*, 176(2), 256–73.
- Vilhalva, D., & Appezzato-da-Glória, B. (2006). Morfoanatomia da raiz tuberosa de *Vernonia oxylepis* Sch. Bip. in Mart. ex Baker - Asteraceae. *Acta Botanica Brasilica*, 20(3), 591–598.
- Westoby, M., Walker, B., & Noy-Meir, I. (1989). Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of range management*, 42(July), 266–274.
- Williams, M. C., & Wardle, G. M. (2007). Pine and eucalypt litterfall in a pine-invaded eucalypt woodland: The role of fire and canopy cover. *Forest Ecology and Management*, 253(1-3), 1–10.

- Wood, S. N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society (B)*, 73(1), 3–36.
- Xiong, S., Johansson, M. E., Hughes, F. M. R., Hayes, A., Richards, K. S., & Nilsson, C. (2003). Interactive effects of soil moisture, vegetation canopy, plant litter and seed addition on plant diversity in a wetland community. *Journal of Ecology*, 91, 976 – 986.
- Zalba, S., & Villamil, C. (2002). Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions*, 4(1), 55–72.
- Zanchetta, D., & Pinheiro, L. de S. (2007). Análise biofísica dos processos envolvidos na invasão biológica de sementes de *Pinus elliottii* na Estação Ecológica de Itirapina - SP e alternativas de manejo. *Climatologia e Estudos da Paisagem*, 2(1), 71–90.

Tabela 1 – Lista de espécies e grupos funcionais das 250 parcelas de 1m². Gramíneas, ciperáceas, herbáceas, arbustos, trepadeiras, palmeiras e árvores (altura ≤ 50 cm).

Espécies	Formas de vida
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	herbácea
<i>Acisanthera alsinaefolia</i> (DC.) Triana	herbácea
<i>Adiantum serratodentatum</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	samambaia
<i>Allagoptera campestris</i> (Mart.) Kuntze	palmeira
<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.	arbustiva
<i>Andropogon bicornis</i> L.	gramínea
<i>Andropogon lateralis</i> Nees	gramínea
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	gramínea
<i>Aristida longiseta</i> Steud.	gramínea
Asteraceae 1	herbácea
Asteraceae 2	herbácea
<i>Axonopus brasiliensis</i> (Spreng.) Kuhlman.	gramínea
<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhlman.	gramínea
<i>Baccharis</i> sp	arbustiva
<i>Banisteriopsis latifolia</i> (A. Juss.) B. Gates	arbustiva
<i>Bidens gardneri</i> Baker	herbácea
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B. Clarke	ciperácea
<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.	arbustiva
<i>Byrsonima subterranea</i> Brade & Markgr.	arbustiva
<i>Chamaecrista bifoliolata</i> (DC. ex Collad.) Greene	arbustiva
<i>Chamaecrista cathartica</i> (Mart.) H.S. Irwin & Barneby	arbustiva
<i>Chamaecrista desvauxii</i> var. <i>langsdoerffii</i> (Kunth ex Vogel)	arbustiva
<i>Chamaecrista desvauxii</i> var. <i>latifolia</i> (Benth.) H.S. Irwin & Barneby	arbustiva
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	arbustiva
<i>Croton glandulosus</i> L.	arbustiva
<i>Cyperus brevifolius</i> (Rottb.) Endl. ex Hassk.	ciperácea
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	herbácea
<i>Digitaria nuda</i> Schumacher.	gramínea
<i>Diospyros hispida</i> A. DC.	arbórea
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	gramínea

<i>Eleocharis filiculmis</i> Kunth	ciperácea
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	herbácea
<i>Eriosema heterophyllum</i> Benth.	herbácea
<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	arbórea
<i>Eugenia linearifolia</i> O. Berg	arbustiva
<i>Eupatorium</i> sp.	herbácea
<i>Forsteronia glabrescens</i> MŸll. Arg.	trepadeira
<i>Gochnatia barrosii</i> Cabrera	arbustiva
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	arbórea
<i>Hyptis caespitosa</i> A. St.-Hil. ex Benth.	herbácea
<i>Jacaranda decurrens</i> Cham.	arbustiva
<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	herbácea
<i>Loudetiopsis chrysotrix</i> (Nees) Conert	gramínea
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	arbórea
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	arbórea
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	arbórea
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	arbustiva
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	arbórea
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart. ex Engl.) Engl.	arbórea
<i>Paepalanthus planifolius</i> (Bong.) Kšrn.	herbácea
<i>Panicum parvifolium</i> Lam.	gramínea
<i>Parinari obtusifolia</i> Hook. f.	arbustiva
<i>Paspalum hyalinum</i> Nees ex Trin.	gramínea
<i>Paspalum lineare</i> Trin.	gramínea
<i>Peltaea polymorpha</i> (A. St.-Hil.) Krapov. & Cristóbal	herbácea
<i>Peltaea riedelii</i> (GŸrke) Standl.	herbácea
<i>Pera obovata</i> (Klotzsch) Baill.	arbórea
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C. Sm.	arbustiva
Poaceae 1	gramínea
Poaceae 2	gramínea
<i>Pouteria subcaerulea</i> Engl.	arbustiva
<i>Pradosia brevipes</i> (Pierre) T.D. Penn.	arbustiva
<i>Psidium cinereum</i> Mart. ex DC.	arbustiva

<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C.E. Hubb.	gramínea
<i>Rhynchospora riparia</i> (Nees) Boeckeler	ciperácea
<i>Rhynchospora tenuis</i> Willd. ex Link	ciperácea
<i>Ruellia dissitifolia</i> (Nees) Hiern	herbácea
<i>Schultesia guianensis</i> (Aubl.) Malme	herbácea
<i>Scleria hirtella</i> Sw.	ciperácea
<i>Scoparia dulcis</i> L.	herbácea
<i>Serjania fuscifolia</i> Radlk.	trepadeira
<i>Sida linifolia</i> Cav.	herbácea
<i>Stryphnodendron obovatum</i> Benth.	arbórea
<i>Syagrus petraea</i> (Mart.) Becc.	palmeira
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	arbórea
<i>Syngonanthus gracilis</i> (Bong.) Ruhland	herbácea
<i>Tibouchina gracilis</i> (Bonpl.) Cogn.	arbustiva
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn.	arbórea
<i>Trichogonia salviifolia</i> Gardner	herbácea
<i>Trimezia juncifolia</i> Klatt	Herbácea
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D. Webster*	gramínea*
<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.	herbácea
<i>Waltheria douradinha</i> A. St.-Hil.	herbácea
<i>Xyris jupicai</i> Rich.	herbácea
<i>Xyris</i> sp.	herbácea

* espécie exótica

Tabela 2 – Lista de espécies e grupos funcionais das 50 parcelas 100m². Espécies lenhosas (altura > 50 cm).

Espécies	Formas de vida
<i>Allagoptera campestris</i> (Mart.) Kuntze	palmeira
<i>Annona dioica</i> A. St.-Hil.	arbustiva
<i>Annona nutans</i> (R.E. Fr.) R.E. Fr.	arbustiva
<i>Annona tomentosa</i> R.E. Fr.	arbórea
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	arbustiva
<i>Banisteriopsis latifolia</i> (A. Juss.) B. Gates	arbustiva
<i>Butia paraguayensis</i> (Barb. Rodr.) L.H. Bailey	palmeira
<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.	arbustiva
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	arbustiva
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	arbórea
<i>Diospyros hispida</i> A. DC.	arbórea
<i>Duguetia furfuracea</i> (A. St.-Hil.) Saff.	arbustiva
<i>Erythroxylum campestre</i> A. St.-Hil.	arbustiva
<i>Eugenia bimarginata</i> DC.	arbustiva
<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	arbustiva
<i>Eugenia lambertiana</i> DC.	arbórea
<i>Gochnatia barrosii</i> Cabrera	arbustiva
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	arbórea
<i>Jacaranda decurrens</i> Cham.	arbustiva
<i>Lippia sidoides</i> Cham.	arbustiva
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	arbórea
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	arbórea
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	arbustiva
<i>Myrcia bella</i> Cambess.	arbórea
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	arbórea
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	arbórea
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	arbórea
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart. ex Engl.) Engl.	arbórea
<i>Pera obovata</i> (Klotzsch) Baill.	arbórea

<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C. Sm.	arbustiva
<i>Psidium cinereum</i> Mart. ex DC.	arbustiva
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	arbórea
<i>Solanum paniculatum</i> L.	arbustiva
<i>Stryphnodendron obovatum</i> Benth.	arbórea
<i>Syagrus petraea</i> (Mart.) Becc.	palmeira
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	arbórea
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn.	arbórea
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	arbórea

Capítulo 3

Avaliação econômica e ecológica da erradicação de *Pinus elliottii* em área de Cerrado densamente invadida

Rodolfo Cesar Real de Abreu

Giselda Durigan

RESUMO

Um dos maiores desafios em se tratando de invasões biológicas é encontrar técnicas de controle aceitáveis do ponto de vista ecológico e economicamente viáveis. Este estudo consistiu em um experimento de manejo da espécie invasora *Pinus elliottii* no Cerrado e objetivou analisar ecológica e economicamente diferentes técnicas de erradicação. O estudo foi realizado na Estação Ecológica de Santa Bárbara, no município de Águas de Santa Bárbara, São Paulo. O experimento foi realizado em área de 70 x 50 m, subdividida em 35 parcelas de 10 x 10 m. Sete tratamentos de erradicação (com cinco réplicas) foram testados, correspondendo a diferentes técnicas de manejo, que foram aplicadas isoladas ou combinadas. As técnicas de controle incluíram o corte raso com motosserra, a injeção de herbicida nos troncos e a aplicação de queimada prescrita. Após a aplicação dos tratamentos, a vegetação espontânea de cerrado foi monitorada por dois anos e comparados os tratamentos, utilizando-se a densidade e a riqueza de plantas nativas em regeneração como indicadores ecológicos de sucesso das técnicas. A viabilidade econômica foi analisada com base em todos os custos envolvidos em cada técnica, discutidos mediante a estimativa do custo do controle precoce da invasão. Diversos tratamentos foram economicamente viáveis, especialmente quando se prevê a comercialização da lenha das árvores invasoras. Isto porque a receita gerada com a venda da madeira pode cobrir os custos de manejo. Além da viabilidade econômica, ao longo dos dois anos de acompanhamento, o tratamento que combinou corte raso com queima das acículas foi o mais indicado, pois cobriu os custos de erradicação com a venda da madeira extraída e, dentre os tratamentos testados, foi o que apresentou a melhor regeneração natural da vegetação nativa de cerrado. Porém, a restauração passiva (regeneração natural) do ecossistema densamente invadido após a erradicação é um processo extremamente lento, de modo que os dois anos de estudo levam a crer que intervenções de restauração por meio de plantio são necessárias para acelerar o processo.

INTRODUÇÃO

As transformações no cerrado provocadas pela invasão biológica por *Pinus* ocorrem em diversas escalas e incluem desde alterações na paisagem (Zalba & Villamil, 2002; Cuevas & Zalba, 2009) até a extinção local de espécies típicas de Cerrado (Abreu & Durigan, 2011). Tais transformações ocorrem de maneira relativamente rápida. Após a primeira onda de invasão (Langdon et al., 2010) e com a reprodução dos primeiros invasores, em cerca de 10 anos a área previamente composta por cerrado e indivíduos isolados de *Pinus* torna-se uma floresta de *Pinus* com pouco espaço para as espécies de Cerrado. Esta rápida invasão provoca fechamento de dossel onde previamente existiam poucas árvores e o dossel era aberto, formação de espessa camada de acículas no solo, que anteriormente não existia no sistema, e o subsequente desaparecimento de espécies nativas de Cerrado (vide Capítulo 2).

Para reverter a perda de espécies nativas e recuperar a vegetação são necessárias intervenções de manejo que removam a invasora e restaurem o sistema a um ponto anterior à invasão. O tipo de técnica de manejo aplicada no controle da espécie invasora tem forte influência sobre a composição da comunidade vegetal que se estabelece localmente (Flory & Clay, 2009). Considerando-se o controle de espécies herbáceas, a pulverização de herbicidas pode atingir outras espécies que não sejam alvo do programa de controle. Já o uso de fogo em sistemas florestais pode estimular o aparecimento de gramíneas e dificultar a regeneração natural (Saltonstall & Bonnett, 2012). Por outro lado, este resultado seria benéfico para um sistema savânico como o Cerrado, onde as gramíneas são desejadas – desde que nativas – e desaparecem com o sombreamento promovido pelas árvores (Abreu et al., 2011), além do que o fogo é um fator ao qual as espécies nativas estão adaptadas. O controle físico, com a remoção manual ou mecânica da espécie alvo, pode revolver o solo e estimular a germinação de outras espécies (Flory & Clay, 2009), sejam estas nativas ou exóticas. Para o caso do cerrado e de outros tipos de vegetação passíveis de invasão por braquiária (*Urochloa* spp.), tem sido observado em campo que qualquer alternativa de manejo que provoque o revolvimento do solo pode estimular a germinação do banco de sementes desta ou de outra espécie invasora e deve, portanto, ser evitada. O controle de espécies arbóreas invasoras também pode afetar a comunidade de espécies nativas e exige alguns cuidados. Por exemplo, com a derrubada de árvores invasoras por corte raso as espécies nativas podem ser diretamente atingidas pela queda de galhos ou troncos. Quando a restauração do ecossistema depende da retirada de espécies exóticas, a morte de árvores exóticas em pé tem sido recomendada não só para evitar danos às plantas nativas em regeneração, mas também na

expectativa de que tais árvores funcionem como poleiros e contribuam para a atração de dispersores de sementes às áreas a serem restauradas (Saporetti-Jr et al., 2003). Entretanto, ao considerar questões relativas à segurança do trabalhador ou à atração de pragas e doenças devido à disponibilidade de madeira morta, especialmente no caso de *Pinus elliottii*, a morte das árvores em pé não é recomendada (M.J.B. Zakia, *comunicação pessoal*).

A restauração da vegetação nativa é algo que precisa ser levado em consideração quando se planeja a remoção de plantas invasoras (Flory & Clay, 2009). Em casos onde as alterações no ambiente provocadas pelas espécies invasoras são irreversíveis, a vegetação nativa não poderá ser recuperada. O sucesso da restauração após a erradicação dos invasores tem sido frequentemente complicado pela reinvasão ou pelo estabelecimento de um novo invasor (Kettenring & Adams, 2011).

Queimadas prescritas têm sido utilizadas na restauração ecológica e no controle de plantas invasoras (Pyke et al., 2010). A invasão biológica pelas árvores de *P. elliottii* em fisionomias abertas de Cerrado oferece considerável incremento em biomassa (Abreu & Durigan, 2011), aumentando a disponibilidade de material combustível. Entretanto, o fogo raramente é capaz de matar árvores adultas de *Pinus*, de modo que, para que haja a erradicação efetiva da invasão e para que o material combustível da espécie lenhosa esteja disponível para ser consumido pelo fogo, o ideal é que as árvores sejam cortadas (motosserra) e que sequem antes da aplicação do fogo. No entanto, plantas lenhosas, por possuírem mais material combustível do que vegetação herbácea ou graminóide, podem aumentar a duração, a intensidade, e o consumo de biomassa pelo fogo (Pyke et al., 2010). Caso a área a ser restaurada tenha sementes ou estruturas reprodutivas de espécies nativas, o tipo de fogo mais vantajoso seria aquele que se move rápido e transmite menos calor para o solo em comparação com o fogo que se move devagar, que poderia comprometer o potencial de regeneração natural por germinação ou rebrota.

A distância existente entre a academia e os diversos tomadores de decisão (desde legisladores até proprietários de terra) é um obstáculo a ser transposto em diversas áreas da ciência (Cabin, 2007), inclusive ao lidar com invasões biológicas. O manejo de espécies invasoras tem gerado controvérsia não só pela divergência de opiniões dentro do público em geral, mas também por parte de gestores e cientistas e até mesmo entre os próprios cientistas. Falhas em programas de erradicação de espécies invasoras têm sido reportadas em diferentes continentes, atribuídas comumente às dificuldades encontradas em alinhar os interesses dos

tomadores de decisão e dos acadêmicos (Myers et al., 2000b; Simberloff, 2003). Isto porque as expectativas distintas destes dois grupos podem atrasar projetos e dificultar ou inviabilizar o sucesso de erradicação ou controle das espécies invasoras. Para os tomadores de decisão, o dinheiro gasto com o controle de espécies invasoras é melhor aplicado do que o dinheiro gasto com a prevenção da invasão já que a prevenção não elimina a chance de invasão, apenas diminuindo os riscos (Finnoff et al., 2007).

Para os cientistas em geral, frear a invasão em um ponto inicial ou evitá-la parece ser a alternativa mais interessante para a conservação da biodiversidade. Quando espécies exóticas são detectadas enquanto ainda estão em baixas densidades, a erradicação é viável a baixo custo econômico (Myers et al., 2000a). Entretanto, enquanto a decisão de erradicar não é tomada ou os planos de erradicação demoram a ser aprovados ou aplicados, as populações das espécies invasoras podem crescer e a invasão pode ganhar nova dimensão, exigindo novo planejamento, impossibilitando a erradicação e aumentando a demanda por novos recursos (Myers et al., 2000b). Casos extremos de intervenção de controle, onde todos os organismos foram mortos, inclusive os nativos, já foram reportados em diferentes partes do mundo (Myers et al., 2000b; Simberloff, 2003). Nesses casos, a morte inclusive de plantas nativas foi necessária para que os invasores fossem erradicados com sucesso em fase inicial de colonização, evitando problemas maiores no futuro. De maneira geral, cientistas e tomadores de decisão concordam que os impactos causados pelos invasores são possíveis de serem evitados com a detecção precoce e o controle da invasão nas fases ainda iniciais.

Independentemente do tipo de abordagem a ser adotado para o controle de invasoras, a restauração do ecossistema deve estar contida no projeto de erradicação ou controle. O sucesso da restauração dependerá das técnicas empregadas e da resiliência do ecossistema (Temperton et al., 2004). Para o caso das áreas invadidas por *Pinus* no Cerrado, existem pelo menos três fatores que podem, teoricamente, contribuir para o retorno das espécies nativas após a remoção da invasora: (1) a chegada de propágulos de espécies nativas de regiões adjacentes, (2) a presença de banco de sementes (especialmente de gramíneas nativas), e (3) estruturas vegetativas e xilopódios de algumas espécies de Cerrado, capazes de rebrotar após a remoção da invasora, caso o histórico de uso do solo não tenha removido tais estruturas. São exemplos dessas situações áreas de silvicultura após desmatamento ou a maioria das áreas de pecuária extensiva em região de Cerrado (Durigan & Melo, 2011). Nesses casos, a restauração passiva surge como alternativa viável econômica e ecologicamente. A restauração passiva é o retorno do ecossistema ao estado próximo do original sem

intervenção, ou seja, por processos naturais de regeneração (DellaSala et al., 2003; Benayas et al., 2008). Entretanto, antes de ser aplicada em escala regional, a eficácia do método precisa ser testada localmente. Além do baixo custo de implementação e da eficácia ecológica, este método contribui também para encurtar a distância entre a pesquisa e a tomada de decisão. O baixo custo torna a restauração passiva atrativa para os gestores de áreas protegidas. Uma vez que a remoção da invasora pode ser dispendiosa, é importante ressaltar que a decisão de prevenir a entrada da invasora ou de controlar as populações em fase inicial de expansão teria custos financeiros e ecológicos significativamente menores do que o controle ou erradicação. Um dos maiores desafios enfrentados pelos gestores de Unidades de Conservação é controlar as invasões biológicas e restaurar as áreas invadidas, diante da inexistência de técnicas validadas e diante de recursos escassos (sejam financeiros ou de mão de obra especializada) de que usualmente dispõem.

Pensando nesta realidade, foram testadas diferentes técnicas de controle da espécie invasora, seguidas do monitoramento da regeneração natural por dois anos, para avaliar o potencial de restabelecimento espontâneo da vegetação nativa após a aplicação de cada técnica. Com este estudo buscamos resposta para as seguintes questões: 1) Entre as técnicas testadas, qual pode trazer mais benefícios ecológicos (maior densidade e riqueza de plantas em regeneração)? 2) Qual, entre as técnicas de erradicação da espécie invasora, seria economicamente menos custosa? 3) Qual a técnica que resulta na melhor relação benefício/custo?

MATERIAL & MÉTODOS

Área de Estudo

A Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB), criada para proteger fisionomias campestres de Cerrado, está localizada no município de Águas de Santa Bárbara, no estado de São Paulo, possui área de 2715 ha (Meira Neto et al., 2007), com altitudes variando entre 600 e 680 metros. O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, com temperaturas mensais variando entre 16 e 24 °C. A precipitação média anual varia entre 1100 e 1300 mm, com invernos secos e verões chuvosos. As diferentes formações savânicas da EEcSB estão fortemente relacionadas ao tipo de solo. A fisionomia de campo cerrado ocupa cerca de 225 ha, dos quais 136 ha sofreram invasão por *P. elliottii*, particularmente nas zonas ripárias (Melo & Durigan, 2010), em solos arenosos e de baixa fertilidade. Dentre todas as

áreas densamente invadidas por *Pinus* spp. que foram identificadas no plano de manejo da UC (Melo & Durigan, 2010), uma área previamente ocupada por campo cerrado foi selecionada para este estudo. O experimento de que trata este capítulo foi instalado em 3500 m² (50 x 70 m, Figura 1) desta área densamente invadida, utilizando-se, como ecossistema de referência, uma área contígua de campo cerrado não invadido.

Figura 1 – Localização da área de estudo (retângulo vermelho) na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP – Brasil. Fotografia aérea do ano 2000 e imagem de satélite (WorldView-1) do ano de 2008 mostrando a evolução da invasão de *P. elliottii*. No ano 2000, é possível reconhecer árvores esparsas de *Pinus* (fundadores) e no ano de 2008 a mesma área totalmente ocupada por *Pinus*.

A região da EECSB é sujeita a geadas esporádicas, mas a área de estudo, pela sua posição topográfica, é particularmente suscetível, tendo sofrido forte impacto de uma geada muito severa em Junho de 2011 (-3°C), resultando na seca da parte aérea ou morte de praticamente todas as plantas nativas.

Legislação vigente

O Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara, aprovado pelo CONSEMA em 22/02/2011, prevê a utilização de fogo e de herbicidas em caráter experimental (Melo & Durigan, 2010). Experimentação dessa natureza é prevista nas normas da zona de interferência experimental do plano de manejo (até 3% da área da UC). Além disso, encontra respaldo na legislação vigente (Decreto Estadual Nº. 56.571, de 22 de Dezembro de 2010 (Art. 2º.) e na Lei Nº 12.651, de 25 de Maio de 2012 (Art. 38)). O uso de herbicidas em UCs encontra respaldo na Instrução Normativa IBAMA Nº 7, de 2 de Julho de 2012, que autoriza o uso de herbicidas para controle de plantas invasoras em áreas naturais. A pesquisa foi autorizada pelo órgão gestor (IF – COTEC) e o projeto de pesquisa foi protocolado sob o número # 260108 – 013.650/2009 (SMA-SP/IF).

Técnicas de erradicação

Para definir os tipos de tratamentos que seriam utilizados foram adotadas algumas premissas: 1) Matar as árvores em pé poderia evitar os danos provocados pela exploração da madeira e, ainda, essas árvores poderiam funcionar como poleiros de fauna; 2) O corte das árvores e sua manutenção na área poderia evitar o impacto do desdobro e da retirada de madeira e, também, criar abrigo para a fauna terrestre dispersora de sementes, desencadeando processo de nucleação; 3) Uma vez que a espessa camada de acículas se mostrou (vide capítulo anterior) como um dos principais obstáculos para a regeneração das plantas nativas, os tratamentos com fogo e a retirada manual das acículas poderiam liberar o banco de sementes e facilitar a germinação de propágulos de espécies nativas que chegassem pela chuva de sementes; e 4) O impacto das máquinas sobre o terreno poderia compactar o solo e dificultar ainda mais a regeneração. Partindo dessas premissas, foram testados sete tratamentos para erradicação da espécie invasora *P. elliottii*, detalhados a seguir:

- (T1) corte raso, sem desdobro e sem retirada de madeira;
- (T2) corte raso com desdobro e retirada de madeira;
- (T3) corte raso com a retirada de madeira e remoção manual da serapilheira;
- (T4) corte raso com retirada de madeira e queima da serapilheira;
- (T5) aplicação de herbicida nas árvores com DAP (diâmetro à altura do peito) ≥ 4 cm e corte raso, com facão, dos pinus com DAP < 4 cm;
- (T6) aplicação de herbicida nas árvores com DAP ≥ 4 cm e queima dos indivíduos pequenos e da serapilheira; e
- (T7) corte raso e operações usuais de exploração, como empilhamento de madeira e passagem de caminhões e de tratores.

Para efeito de comparação do ponto de vista econômico, estimamos os custos do controle precoce da invasão, que compreenderia ronda e corte das primeiras árvores da espécie invasora a se estabelecerem em uma nova área de ecossistema natural. O controle precoce deveria ser aplicado a cada quatro anos, tempo suficiente para que as novas árvores de *Pinus* se destaquem na paisagem sem atingir a maturidade e iniciar o processo de dispersão de novas sementes e o corte poderia ser realizado com facão, dispensando o uso de motosserra.

Desenho experimental

Os sete tratamentos, cada um com cinco repetições, foram dispostos em blocos casualizados, totalizando 35 parcelas. As dimensões de cada parcela foram 10 x 10 m, considerando-se como bordadura a faixa de 1 m, de modo que a parcela útil de medição teve 8 x 8 m (64 m²). Na área de referência, dez parcelas 8 x 8 m foram alocadas aleatoriamente no campo cerrado não invadido, a menos de 100 m de distância da área invadida.

Aplicação dos Tratamentos

Corte raso (T1, T2, T3, T4 e T7)

Nos tratamentos envolvendo corte raso, todas as árvores de *Pinus* foram cortadas junto à base com auxílio de motosserra. Nas parcelas deste tratamento em que a madeira foi

retirada, as árvores foram desdobradas em peças de 1m, para lenha, e empilhadas fora das parcelas, exceto para T7, onde o empilhamento ocorreu dentro da parcela. No tratamento 3, onde a serapilheira foi removida mecanicamente, a camada de acículas foi removida com rastelo e forçado e retirada do local em carreta rebocada por trator. Desta forma, o volume de serapilheira removida pôde ser estimado de acordo com a capacidade da carreta. O tempo gasto em cada uma das operações foi registrado e a mão de obra necessária para cada operação foi estimada para uma jornada de trabalho de 8 horas dia⁻¹.

Aplicação do herbicida (T5 e T6)

Todas as árvores de *Pinus* com DAP a partir de 5 cm tiveram o tronco perfurado à altura do peito. As perfurações foram feitas com furadeira portátil, na direção do centro do tronco e inclinadas para que formassem canais em declive rumo à medula, para permitir o acúmulo do herbicida no interior do tronco. A profundidade da perfuração dependeu, portanto, da espessura do tronco. O número de perfurações também variou de acordo com o tamanho da árvore. Uma perfuração para árvores com DAP de 5 a 10 cm, duas para árvores com DAP entre 10 e 20 cm e três perfurações para árvores com DAP a partir de 20 cm. Cerca de 2 ml de herbicida puro (glifosato) foram aplicados em cada perfuração. Nas raras árvores com DAP superior a 25 cm, foi utilizado um trado de incremento (sonda Pressler) para a perfuração do tronco até a medula, que não era possível com a furadeira. A dosagem de herbicida foi aumentada para 10 ml nestes indivíduos maiores.

Preparo do terreno para aplicação da queimada prescrita (T4 e T6)

As parcelas com a aplicação do tratamento envolvendo queimada prescrita foram isoladas das demais parcelas por meio de aceiros com 50 cm de largura. Para a preparação do aceiro, a serapilheira e a galharia foram removidas da superfície do solo em uma faixa de 1 m de largura, tomando a metade da faixa de bordadura das parcelas contíguas. Esta faixa foi aberta com auxílio de enxada, resultando em solo exposto, para evitar a propagação do fogo. Devido à proximidade com os talhões comerciais de *Pinus* (aproximadamente 300 metros) e como forma de precaução, o fogo foi controlado de modo a impedir que atingisse a copa das árvores no tratamento em que as árvores de *Pinus* foram mortas em pé. A aplicação do

tratamento teve apoio da brigada de incêndio da UC durante todo o período de queima. Por segurança, a queimada prescrita foi aplicada em uma parcela de cada vez e monitorada por brigadistas com bombas intercostais com água, ao longo de todo o período de queima. Após a passagem do fogo, toda a parcela era irrigada com o auxílio de um caminhão tanque, para que qualquer foco de fogo remanescente fosse completamente extinto. Esta medida foi adotada para que não surgissem novos focos de incêndio após a aplicação do tratamento.

Coleta de dados

A coleta de dados compreendeu o levantamento dos indivíduos da espécie invasora existentes em cada parcela antes da aplicação dos tratamentos e da comunidade vegetal nativa, dentro das parcelas experimentais e na área de referência. Em Janeiro de 2010, antes da aplicação dos tratamentos, medimos o DAP (diâmetro à altura do peito) de todos os indivíduos de *Pinus elliottii* e contabilizamos os indivíduos da espécie invasora com $DAP < 5$ cm em cada parcela experimental. A vegetação nativa dentro das parcelas foi avaliada em três ocasiões: 1) antes da aplicação dos tratamentos (Janeiro 2010), 2) um ano após a aplicação dos tratamentos (Maio 2011) e 3) dois anos após a aplicação dos tratamentos (Maio 2012). A intenção era avaliar, ao longo do tempo, tanto as espécies nativas quanto as plantas de *Pinus* ou gramíneas exóticas que colonizassem a área experimental. Foram amostradas todas as plantas nativas em regeneração dentro das parcelas (altura a partir de 50 cm), e marcadas com plaquetas numeradas de alumínio. A identificação das espécies foi feita em campo, coletando-se material para identificação posterior sempre que houvesse incerteza. O material foi depositado na Coleção Botânica da Floresta Estadual de Assis, SP. Medimos a altura, o maior e o menor diâmetro da copa de cada indivíduo a partir de 50 cm de altura e contabilizamos os indivíduos com altura inferior a 50 cm em toda a área de cada parcela. Nas parcelas da área de Referência, em cada parcela de 8 x 8 m, o mesmo procedimento foi adotado, de modo que todos os indivíduos com altura a partir de 50 cm foram identificados. Adicionalmente, nos quatro cantos de cada parcela de 8 x 8 m, foram demarcadas 4 subparcelas de 1 x 1 m, em que todos os indivíduos com altura < 50 cm foram contabilizados e identificados.

Análise de dados

Cálculo do volume de madeira

Para analisar os tratamentos do ponto de vista econômico, foram quantificados os custos e a possível receita com a madeira das árvores invasoras. Para estimar o volume de lenha de *Pinus* por parcela foram utilizadas equações volumétricas obtidas especificamente para a espécie no Sul do Brasil (Elesbão, 2011). O volume total foi obtido a partir do DAP e altura. A altura de cada árvore foi obtida a partir do DAP (Equação 1 – equação de Stofells) e para estimar o volume utilizamos a Equação 2 (Schumacher-Hall).

$$\ln h = b_0 + b_1 * \ln(\text{DAP}) \quad (1)$$

onde:

$$b_0 = 1,5638$$

$$b_1 = 0,5633$$

A partir do DAP (cm) e da altura (m) resultante da equação anterior o volume (v) de cada árvore de *P. elliottii* foi obtido pela equação:

$$v = b_2 + b_3 * \text{DAP} + b_4 * h \quad (2)$$

onde:

$$b_2 = -9,885$$

$$b_3 = 1,5925$$

$$b_4 = 1,2566$$

Todos os volumes foram obtidos por parcela e extrapolados para um hectare. Juntando as duas equações temos a Equação (3):

$$v = b_2 + b_3 * \text{DAP} + b_4 * e^{b_0} + e^{[b_1 * \ln(\text{DAP})]} \quad (3)$$

Indicadores para avaliação dos tratamentos

Para comparação entre os tratamentos, foram adotados indicadores ecológicos e econômicos, descritos a seguir:

Indicadores Ecológicos

Para comparar o êxito dos tratamentos do ponto de vista ecológico, avaliamos a a) densidade de indivíduos, b) a riqueza de espécies nativas, c) a proporção entre grupos funcionais pelo hábito da planta, d) a taxa de mortalidade e e) a cobertura de copas de espécies lenhosas. A taxa de mortalidade decorrente dos tratamentos foi calculada pela fórmula:

$$m = 1 - (N_1 / N_0)^{1/t}$$

Onde, m é a taxa de mortalidade (anual), N_0 é o número de plantas vivas antes da aplicação dos tratamentos, N_1 é o número de plantas vivas no final do intervalo e t é o intervalo de tempo entre duas medições (1 ano). N_1 é igual a N_0 subtraído do número de indivíduos mortos (Sheil *et al.* 1995; Sheil & May 1996).

Além da comparação entre tratamentos, verificamos o quanto a comunidade em regeneração em cada tratamento se aproxima do ecossistema de referência. Para algumas análises, as plantas em regeneração foram categorizadas em classes de tamanho (duas classes separadas pela altura de 50 cm).

Indicadores Econômicos

A análise econômica dos tratamentos considerou todos os custos envolvidos na aplicação dos tratamentos de erradicação da invasão maciça e eventuais receitas caso a madeira retirada fosse comercializada. Para comparação, estimou-se também o custo hipotético caso o controle tivesse sido feito anteriormente ao segundo pulso de invasão (eliminando-se apenas os fundadores antes que se tornassem reprodutivos) – controle precoce. Para avaliação dos custos de cada tratamento, foram contabilizados os custos de insumos, equipamentos e mão de obra. Para contabilização da mão de obra exigida para cada tratamento foi estimado o número de trabalhadores necessários, por hectare, para executar a operação em jornada de trabalho diária de 8 horas (homem dia⁻¹ ha⁻¹). Essa estimativa foi feita cronometrando-se o tempo e o número de trabalhadores que realizaram a tarefa em cada

parcela, para aplicação de cada tipo de tratamento. As estimativas por parcela foram extrapoladas para um hectare. Caso algum tratamento exigisse nova aplicação, a mão de obra era contabilizada novamente.

Foram contabilizados os gastos com herbicida, diferentes tipos de mão de obra (motosserrista, motorista, braçal), brigada de incêndio portando os equipamentos necessários (caminhão tanque, quatro brigadistas, etc.), maquinário utilizado (trator com caçamba). O valor comercial, de acordo com o 1º trimestre de 2013, e a quantidade de insumos utilizados em cada operação também foram extrapolados para um hectare. Os valores de mercado de mão de obra e aluguel de maquinário foram obtidos consultando-se empresas de manejo florestal que comercializam madeira de *Pinus* e eucalipto na região. O custo da brigada de incêndio foi obtido consultando-se empresa do setor sucroalcooleiro do interior do estado de São Paulo, onde a queima da cana é regularmente aplicada antes da colheita (Tabela 1).

Tabela 1 – Custo (R\$) e rendimento dos itens necessários para aplicação dos diferentes tipos de tratamentos de erradicação.

Item	Preço unitário (R\$)	Unidade	Rendimento
Herbicida	17,00	litro	8 L ha ⁻¹
Motosserrista (corte de árvores)	70,00	dia	15 - 25 m ³ dia ⁻¹
Trabalhador braçal (retirada da madeira)	50,00	dia	15 - 25 m ³ dia ⁻¹
Motorista (transporte)	70,00	dia	-
Aluguel de trator (transporte)	44,00	hora	-
Brigada de Incêndio	650,00	dia	25 ha

Excepcionalmente, para os tratamentos com remoção de madeira (T2, T3, T4 e T7), a receita obtida com a venda da madeira extraída foi contabilizada, como forma de amortizar parcialmente os custos do controle da espécie invasora. O custo de controle precoce da invasão foi estimado com base no tempo e no número de trabalhadores que seriam necessários para cortar os primeiros indivíduos que colonizaram a área antes que se

tornassem reprodutivos, com base na densidade de fundadores por hectare (Abreu & Durigan, 2011). A cada quatro anos a equipe de controle precoce deveria percorrer a área e cortar os indivíduos jovens de *Pinus*, que se destacariam facilmente na paisagem.

Análises Estatísticas

Inicialmente foram elaborados modelos mistos (GLMMs), para os quais foram considerados os sete tratamentos e o tempo (um e dois anos após a aplicação dos tratamentos) como variáveis preditoras (independentes), os tratamentos como parte fixa e os diferentes anos como parte randômica. Como variáveis resposta, utilizamos a densidade de plantas nativas em regeneração, a cobertura de copas e, para a avaliação do impacto dos tratamentos, a taxa de mortalidade ao ano. Após a constatação de que os diferentes anos não exerceram influência significativa nos modelos, optamos por excluir esta variável e elaborar modelos mais simples, adotando-se apenas o ano de 2011 (1 ano após a aplicação dos tratamentos) para as comparações. Optou-se pelo primeiro ano após a aplicação dos tratamentos para evitar o efeito da grande mortalidade de plantas nativas em regeneração provocada pela geada severa que ocorreu na área entre as remediações dos anos de 2011 e 2012. Após a opção por não incorporar a variável ano como efeito aleatório, foi realizada ANOVA entre os sete tratamentos no ano de 2011. Para identificar as diferenças entre os tratamentos foi utilizado *a posteriori* o Teste de Tukey (HSD). As análises foram feitas no programa R (R Development Core Team, 2011).

Para verificar as diferenças econômicas entre os tratamentos, o custo total de cada parcela foi contabilizado em Reais (R\$) por hectare. Para comparações múltiplas entre os sete tratamentos utilizou-se o teste não paramétrico de Friedman. Testes de Simetria Geral *a posteriori* foram utilizados para verificação de diferenças entre os tratamentos. Valores ajustados de *P* foram obtidos pelo procedimento de T máximo em "single-step" (Hothorn et al., 2008). As análises foram feitas utilizando-se os pacotes *coin* (Hothorn et al., 2008) e *multcomp* (Torsten et al., 2008) no programa R (R Development Core Team, 2011).

RESULTADOS

Aspectos Ecológicos

A área de referência, composta por vegetação nativa de cerrado (controle – Figura 2) e localizada ao lado da área de estudo onde foram aplicados os tratamentos, exibiu densidade de plantas em regeneração (< 50 cm de altura) no mínimo cinco vezes mais alta do que qualquer um dos sete tratamentos nos dois anos de monitoramento (Figura 2).

Figura 2 - Densidade de plantas em regeneração (indivíduos ha⁻¹) com altura menor do que 50 cm. (Referência) área de cerrado sem invasão; (T1) corte raso; (T2) corte raso + retirada manual da madeira; (T3) corte raso + retirada manual + remoção de serapilheira; (T4) corte raso + retirada manual + queima da serapilheira; (T5) Morte em pé; (T6) morte em pé + fogo; e (T7) corte raso + retirada mecanizada. Em cinza claro (ano 1) um ano após a aplicação dos tratamentos; Em cinza escuro (ano 2) dois anos após a aplicação dos tratamentos.

Ao considerar apenas as parcelas submetidas aos tratamentos, sem compará-las com a vegetação nativa, T4 se destacou exibindo densidade de regeneração pelo menos duas vezes maior do que os demais tratamentos (Figura 2). Este tratamento (T4) consistiu em corte raso das árvores, remoção manual da madeira cortada e queima prescrita da serapilheira – formada basicamente por espessa camada de acículas das árvores invasoras. O tratamento 6 consistiu na morte em pé das árvores invasoras (com aplicação de herbicida) e uso de queimada prescrita para remoção da serapilheira. Estes foram os únicos tratamentos onde o fogo foi utilizado para remover a camada de acículas e, apesar de T4 e T6 não apresentarem diferenças significativas entre si, T6 também não diferiu dos demais tratamentos. Portanto, o tratamento T4 foi considerado mostrou-se ecologicamente o mais bem sucedido quando considerada a densidade (indivíduos ha^{-1}) de plantas nativas em regeneração (> 50 cm de altura; Figura 3).

Figura 3 – Densidade de plantas em regeneração (indivíduos ha^{-1}) com altura menor do que 50 cm um ano após a aplicação dos tratamentos (Boxplot mediana $\pm$ d.p.). (T1) corte raso; (T2) corte raso + retirada manual da madeira; (T3) corte raso + retirada manual + remoção de serapilheira; (T4) corte raso + retirada manual + queima da serapilheira; (T5) Morte em pé; (T6) morte em pé + fogo; e (T7) corte raso + retirada mecanizada.

Considerando-se a densidade de plantas maiores do que 50 cm de altura, a área de referência exibiu densidade menos cinco vezes superior à das parcelas onde os tratamentos foram aplicados (Figura 4).

Figura 4 – Densidade de plantas em regeneração (indivíduos ha^{-1}) com altura a partir de 50 cm. (Referência) área de cerrado sem invasão; (T1) corte raso; (T2) corte raso + retirada manual da madeira; (T3) corte raso + retirada manual + remoção de serapilheira; (T4) corte raso + retirada manual + queima da serapilheira; (T5) Morte em pé; (T6) morte em pé + fogo; e (T7) corte raso + retirada mecanizada. Barra em cor preta - Referência; Barras em cinza claro - (Pré) medida anterior à remoção da espécie invasora; Em cinza escuro - um ano após a aplicação dos tratamentos; Em branco - dois anos após a aplicação dos tratamentos.

Não foram observadas diferenças entre os tratamentos na cobertura de copas ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) por plantas a partir de 50 cm de altura (Figura 5). Isto indica que a cobertura de copas foi igualmente baixa em todos os tratamentos.

Figura 5 – Cobertura de copas ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) com altura a partir de 50 cm, um ano após a aplicação dos tratamentos (Boxplot mediana $\pm$ d.p.). (T1) corte raso; (T2) corte raso + retirada manual da madeira; (T3) corte raso + retirada manual + remoção de serapilheira; (T4) corte raso + retirada manual + queima da serapilheira; (T5) Morte em pé; (T6) morte em pé + fogo; e (T7) corte raso + retirada mecanizada.

A taxa de mortalidade das poucas plantas nativas do Cerrado existentes nas parcelas, em decorrência das técnicas aplicadas, não exibiu diferenças entre os sete tratamentos (Figura 6). A grande variância entre tratamentos decorreu, certamente, do pequeno número de plantas por parcela e inviabilizou o uso dessa variável para a avaliação ecológica dos tratamentos.

Figura 6 – Taxa de mortalidade das plantas com altura a partir de 50 cm decorrente da aplicação dos tratamentos (Boxplot mediana $\pm$ d.p.). (T1) corte raso; (T2) corte raso + retirada manual da madeira; (T3) corte raso + retirada manual + remoção de serapilheira; (T4) corte raso + retirada manual + queima da serapilheira; (T5) Morte em pé; (T6) morte em pé + fogo; e (T7) corte raso + retirada mecanizada.

Proporcionalmente, T1 e T7 foram os tratamentos que apresentaram maior número de espécies e de indivíduos arbóreos na comunidade em regeneração (Figura 7). A proporção do número de espécies de todos os grupos funcionais foi similar em T2 e T6. T6 foi o tratamento que apresentou maior percentual de espécies de arbustos. Em relação ao número de indivíduos, os tratamentos que utilizaram fogo (T4 e T6) foram os que apresentaram a maior proporção de ciperáceas. Não foram observadas ervas em regeneração no tratamento T7.

Figura 7 – Proporção de espécies (esquerda) e de indivíduos (direita) de diferentes formas de vida encontrados um ano após a aplicação dos tratamentos de remoção da espécie invasora na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP.

Aspectos Econômicos

O tratamento mais simples e com menor custo financeiro (T1) consistiu em cortar as árvores de *Pinus* com motosserra sem explorar a madeira (Tabela 2). Entretanto, se considerarmos na comparação o controle precoce da invasão, este seria o tratamento de menor custo. O custo deste controle precoce seria pelo menos 17 vezes menor do que o custo de T1, que foi o tratamento de menor custo entre os aplicados para controle da invasão maciça. O controle precoce consistiria em uma equipe composta por duas pessoas que cortariam, a cada quatro anos, os primeiros invasores que escapassem das plantações e colonizassem áreas adjacentes. O tratamento que se destacou negativamente dos demais (por ter os custos mais elevados) foi T3 (retirada manual da madeira e da serapilheira), 25 vezes mais dispendioso do que T1 (o simples corte) e 9,5 vezes mais dispendioso do que T4 (retirada da madeira e queima da serapilheira), que foi o tratamento com o melhor resultado do ponto de vista ecológico, resultando na maior densidade de plantas em regeneração natural após a aplicação do tratamento (Figuras 2 e 7).

Tabela 2 – Tipos de tratamentos de erradicação de *P. elliottii* e custo médio por hectare. DP = Desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

Tratamento	Tipo	Custo Médio (R\$ ha ⁻¹)	DP	CV (%)
T1	Corte raso (motosserra)	215,80	47,60	22,06
T2	T1 + retirada de madeira	452,20	107,84	23,85
T3	T2 + remoção de serapilheira	5421,00	206,48	3,81
T4	T2 + queima de serapilheira	565,60	121,73	21,52
T5	Herbicida + facão	392,40	112,05	28,55
T6	Herbicida + queima prescrita	370,20	56,33	15,22
T7	T1 + operações de exploração	428,40	150,37	35,10
Controle Precoce	Ronda e corte*	12,56	-	-

* a cada 4 anos

Figura 8 – Custo (R\$ ha⁻¹) dos sete tratamentos aplicados para remoção da espécie invasora *P. elliottii* em campo cerrado.

Enquanto a diferença entre T3 e os demais tratamentos se destaca pelos custos muito superiores (Figura 8), os outros tratamentos se mantiveram próximos e não apresentaram diferenças significativas entre si. O teste de Tukey também indicou que T1 ($P < 0.001$) foi o tratamento mais barato, embora não tenha diferido de T6 ($P = 0.051$). Os custos dos demais tratamentos não diferiram significativamente.

No local da invasão o volume de lenha estimado foi de $169 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e todos os indivíduos de *Pinus* foram removidos. Os valores obtidos com a venda da lenha de *Pinus* no interior do estado de São Paulo em um raio de 50 km do local nos tratamentos onde a madeira foi extraída variaram desde aproximadamente R\$ 4.500,00 até R\$ 6.300,00 por hectare (Tabela 4). Acima desta distância o custo com frete aumenta e ao ser incorporado ao valor do produto o valor da lenha diminui, fazendo com que novos cálculos sejam necessários para a obtenção dos custos do processo de erradicação.

Tabela 3 – Valor de mercado (R\$) da lenha de *Pinus* para árvores em pé. Valor válido para o interior do estado de São Paulo em um raio de 50 km do local de extração da madeira.

Item	Quantidade/valor
Volume lenha ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	169
Preço mínimo (m^3)	R\$ 30,00
Preço máximo (m^3)	R\$ 40,00
Total (ha^{-1})	R\$ 5.070,00 – 6.760,00

Os tratamentos que envolveram o uso de herbicida para matar as árvores invasoras em pé, em geral, tiveram custos inferiores aos tratamentos em que a madeira foi explorada (Tabela 4, Figura 8). No entanto, os últimos apresentam vantagens financeiras se for contabilizada a receita que pode ser obtida com a venda da madeira, mais do que suficiente para custear as operações de manejo (Tabela 4). Os tratamentos T2 e T7 foram similares, diferindo apenas em relação ao empilhamento da madeira dentro (como em T7) ou fora das parcelas (T2), que não refletiu em diferenças significativas em nenhuma das avaliações, nem na ecológica e nem na econômica. A receita obtida com a venda da lenha tornou os tratamentos T2 e T7 economicamente vantajosos, pois estes consistiam apenas em cortar as árvores e extrair a lenha, sem custos adicionais com outras práticas, como a retirada das

acículas ou a aplicação de fogo. Na sequência, T4 foi vantajoso economicamente – a receita obtida com a venda da lenha deste tratamento é estimada entre 4.504,40 (preço mínimo) e 6.194,00 reais ha⁻¹ (preço máximo) (Tabela 4). A operação de remoção manual da camada de acículas aplicada em T3 encareceu bastante este tratamento. Porém, a venda da madeira auxiliou na redução do custo de aplicação e pôde tornar este tratamento economicamente viável, quando considerado o maior preço de venda da lenha. Todavia, caso fosse considerado o menor preço de mercado da lenha (Tabela 3), T3 custaria R\$ 351,00 ha⁻¹ e seria economicamente inviável (Tabela 4), especialmente em escalas maiores. Considerando-se o maior preço de mercado possível para a lenha, T3 pode gerar uma receita de até 1.339,00 reais ha⁻¹. Entretanto, a destinação final das acículas retiradas é algo que deve ser levado em conta no caso de uma aplicação em larga escala, tornando-se um problema adicional a ser resolvido. Destinação em locais afastados do local do tratamento implicariam na contratação de frete, encarecendo ainda mais esta solução para o problema.

Tabela 4 – Custo bruto (R\$ ha⁻¹) das técnicas de erradicação das árvores invasoras, receita mínima e receita máxima (R\$ ha⁻¹) que pode ser obtida caso seja comercializada a lenha de *Pinus* de acordo com os preços de mercado (Tabela 2). R mín = receita líquida considerando-se o preço da lenha a R\$ 30,00 por m³; R máx = receita líquida considerando-se o preço da lenha a R\$ 40,00 por m³; Volume estimado de lenha por hectare = 169 m³.

Tratamento	Custo bruto	R mín	R máx
T1*	215,80	-215,80	-215,80
T2	452,20	4617,80	6307,80
T3	5421,00	-351,00	1339,00
T4	565,60	4504,40	6194,40
T5*	392,40	-392,40	-392,40
T6*	370,20	-370,20	-370,20
T7	428,40	4641,60	6331,60

* tratamentos que não admitem exploração da lenha.

DISCUSSÃO

Ecologia da Invasão

A erradicação das árvores de *Pinus* não resultou em rápida recobertura (dois anos) do terreno por espécies nativas em nenhum dos tratamentos aplicados para erradicação da espécie exótica invasora. As árvores mortas em pé caíram em pouco tempo, não funcionaram como poleiros (não facilitaram a regeneração sob suas copas) e ainda causaram impactos (não quantificados) sobre as plantas em regeneração. As árvores amontoadas no tratamento em que o corte não foi seguido da retirada (T7) não funcionaram como nucleadoras (efeito esperado da galharia, segundo Reis et al., 2003) pois este foi o tratamento com o menor número de plantas amostradas em regeneração. A aplicação do fogo serviu para eliminar a camada de acículas – um dos principais fatores responsáveis pela perda da biodiversidade causada pela invasão por *Pinus* no cerrado (vide capítulo 1) – e estimular o reaparecimento das gramíneas e ciperáceas no sistema. Entre as premissas que nortearam os tratamentos (vide métodos), apenas esta parece ser verdadeira. A única variável da comunidade vegetal que possibilitou detectar diferenças na eficácia dos tratamentos do ponto de vista ecológico foi a densidade de plantas em regeneração com altura < 50 cm. Uma vez que se trata de um campo cerrado, este é o estrato predominante em densidade e cobertura do terreno. Alterações para plantas maiores demandariam tempo mais longo de observações para serem percebidas.

Quando comparada com a área de referência, a regeneração natural ainda está muito aquém da meta, podendo-se estimar pelo menos dez anos para a densidade de plantas lenhosas em regeneração, no melhor dos tratamentos, equiparar-se ao ecossistema natural. Após dois anos de acompanhamento do experimento, constatamos que a restauração passiva não foi suficiente para recuperar estruturalmente a vegetação de cerrado. Este era um resultado esperado por duas razões: 1) a densidade de plantas na área invadida era baixa antes da aplicação dos tratamentos; 2) um ou dois anos parecem não ser suficientes para que espécies de árvores e arbustos nativos de cerrado atinjam mais do que 50 cm de altura em uma área sujeita a geadas esporádicas, que provoca perda de parte aérea e/ou mortalidade de indivíduos.

Diante da lentidão do processo de restauração passiva, técnicas de reintrodução de espécies nativas (sementes ou mudas) devem ser consideradas, pelo menos para restabelecer

a proteção ao solo e evitar novas invasões. O tempo de dois anos é curto e as geadas esporádicas às quais a área está sujeita provocam a morte da parte aérea das plantas nativas de cerrado (Brando & Durigan, 2004) e fazem com que a regeneração natural regrida. Intervir com plantio de mudas, especialmente de espécies resistentes à geada, pode ser uma medida recomendada para transpor este filtro abiótico. A restauração passiva mostrou-se lenta para recuperação do Cerrado. Embora não tenha ocorrido a reinvasão por *Pinus* na área do experimento, foi observada a chegada de duas espécies de gramíneas exóticas (*Urochloa decumbens* e *U. humidicola*) no local, que podem ter vindo aderidas ao maquinário utilizado nos tratamentos, por via de dispersão anemocórica ou mesmo pela avifauna granívora. Após dois anos, grande parte do solo ainda encontra-se exposto, em um processo extremamente lento de reocupação pela vegetação nativa. Caso o terreno não fosse plano, estaria sujeito também a processos erosivos.

Custos Econômicos

A madeira extraída dos tratamentos com corte raso e remoção da madeira (T2, T3, T4 e T7) pode ser vendida e gerar receita, superando os custos de erradicação, de modo que esses tratamentos são mais vantajosos sob este ponto de vista. No entanto, essas receitas não seriam suficientes para ações de restauração ecológica, caso seja necessário plantio. Nos tratamentos T2, T4 e T7 a receita gerada cobriu os custos e ainda gerou pelo menos R\$ 4.500,00 de receita líquida por hectare manejado (cerca de metade dos custos médios de restauração por plantio de mudas, segundo Aronson et al., 2011). Entretanto, é importante salientar que nem todos os locais invadidos permitem o acesso de trabalhadores (mão de obra) e maquinário necessário para os procedimentos de exploração da madeira, seja por restrições naturais (geralmente a invasão ocorre em terrenos brejosos, de difícil acesso) ou burocráticas, que são os regulamentos que tratam do corte de árvores em áreas de preservação permanente. Além disso, a lenha extraída é de baixa qualidade, uma vez que a alta densidade faz com que as árvores sejam muito finas (ca. 80 % com DAP menor que 10 cm, segundo Abreu & Durigan 2011). Desta forma, dependendo das especificidades de cada local invadido, esta vantagem econômica pode não ser real e a aplicação de tratamentos que envolvem corte e retirada pode não ser viável. Tratamentos com corte raso e uso de fogo seriam recomendados, portanto, para áreas de difícil acesso para a exploração de madeira. O

fogo não prejudica a vegetação nativa do cerrado que ainda existe (Tannus, 2007) e ainda facilita a regeneração natural de formas de vida herbáceas.

O cultivo comercial de *Pinus elliottii* mostra-se como atividade lucrativa ao produtor, uma vez que o produto menos valioso proveniente do plantio (a lenha) pode gerar pelo menos R\$ 5.070,00 por hectare, se considerado o menor valor de mercado. Entretanto, o custo de controle da invasão que as plantações de pinus venham a causar sobre as áreas naturais vizinhas pode variar de 215,00 a até mais de 5.400,00 reais por hectare, de acordo com a técnica empregada e este custo atualmente não está incorporado na cadeia de produção. O controle da invasão precisa ser incorporado à cadeia produtiva do *Pinus*, para que seja possível conciliar o cultivo de uma espécie potencialmente invasora com a conservação dos ecossistemas naturais. Neste caso, o controle precoce seria extremamente vantajoso e de baixo custo ao produtor, em média R\$ 12,56 por hectare de cerrado e deveria ser realizado a cada quatro anos. O valor estimado para aplicação do controle precoce em 1 ha de Cerrado equivale a 0,25% da receita obtida com a exploração de 1 ha de lenha. Desta forma a invasão seria contida em fase inicial, não oneraria a sociedade, que atualmente arca com os custos de controle, e manteria a rica flora do Cerrado.

De acordo com Finoff et al. (2007), existem dois tipos diferentes de gestores: 1) os que preferem prevenir (aversão ao risco de invasão); e 2) os que preferem manejar (neutralidade ao risco). Em casos onde o controle da espécie invasora é de baixo custo, este é amplamente preferido em detrimento da prevenção. Entretanto, na medida em que se elevam os custos com ações de controle, ambos os tipos de gestores passam a optar pela prevenção da invasão. Pensando no controle de *Pinus elliotti* no Cerrado, para diminuir fortemente o risco de invasão seriam necessárias medidas de prevenção baseadas em zoneamento ecológico em diferentes escalas. Em escala local, os locais permitidos para cultivo da espécie seriam dependentes da direção dos ventos predominantes na época de dispersão de sementes, para que locais de campo úmido de cerrado não fossem alcançados por tais sementes. Para o momento atual, tal medida de prevenção seria utópica e ainda assim reduziria mas não eliminaria o risco de invasão. Em escala biogeográfica, o cultivo deveria ser desestimulado em regiões ecológicas suscetíveis à invasão. Como a espécie estudada possui valor econômico, a alternativa seria a busca por espécies de uso similar com menor potencial invasor. Outra alternativa viável seria admitir que a invasão existe, mas controlá-la precocemente, antes dos invasores atingirem a maturidade. Esta medida foi sugerida

anteriormente (Abreu & Durigan, 2011), mas os custos de controle precoce ainda não haviam sido calculados.

O contrassenso do invasor que gera renda

A geração de renda com espécies reconhecidamente invasoras é sempre controversa. Enquanto a exploração da espécie pode auxiliar na redução da invasão, a geração de renda pode criar dependência econômica da espécie invasora, comprometendo as iniciativas de controle precoce. De maneira geral, espécies invasoras com potencial econômico tendem a ser protegidas por cidadãos, governos ou mercados. Uma vez criado um mercado de consumo destas espécies, torna-se difícil removê-las da economia local e, em um cenário pior, o sucesso deste mercado pode servir como modelo para outros locais e a espécie pode passar a ser disseminada intencionalmente para suprir o mercado e continuar gerando renda (Nuñez et al., 2012). No caso de *Pinus elliottii* no Cerrado, a espécie é plantada para a exploração comercial. Desta forma, o mercado de consumo que já existe possibilita a exploração da espécie em áreas invadidas e serve de aliado no controle da invasão biológica. Concluída a remoção da espécie dos ambientes invadidos, o controle precoce ou a prevenção da invasão deveriam ser incorporados à cadeia produtiva (Abreu & Durigan, 2011) e à certificação de produtos florestais. Assim, o abastecimento do mercado de consumo voltaria a ser realizado apenas pelas plantações comerciais.

CONCLUSÕES

Houve sucesso na erradicação/extirpação da espécie invasora *Pinus elliottii* em todos os tratamentos aplicados. Até o momento não houve reinvasão do local. As áreas planas e acessíveis às máquinas facilitam a exploração da madeira. A exploração da madeira deve ser incentivada sempre que possível, pois não foi prejudicial à regeneração das plantas nativas e gerou receita suficiente para cobrir os custos de alguns dos tratamentos de erradicação.

O fogo se mostrou como ferramenta muito útil e estimulou o reaparecimento de vegetação graminóide nativa. Entretanto, é recomendado que a queimada prescrita seja aplicada após a remoção da madeira, diminuindo o material combustível.

Matar as árvores em pé ou mantê-las caídas dentro das parcelas não beneficia a regeneração de plantas nativas, de modo que a retirada é conveniente nos casos de invasão maciça. No entanto, quando a invasão ocorre em baixa densidade, com indivíduos esparsos que não eliminam a vegetação nativa, o impacto da retirada pode ser grande e a operação não é recomendada.

A recuperação da vegetação nativa no local que foi maciçamente ocupado pela espécie invasora é lenta, especialmente devido às geadas esporádicas que ocorrem no local. De acordo com o objetivo da restauração, pode ser necessário intervir com plantio de espécies nativas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu R.C.R. d. & Durigan G. (2011) Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecology & Diversity*, 1–10.
- Abreu R.C.R. De, de Assis G.B., Frison S., Aguirre A., & Durigan G. (2011) Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna? *Forest Ecology and Management*, **262**, 1452–1459.
- Aronson J., Brancalion P.H.S., Durigan G., Rodrigues R.R., Engel V.L., Tabarelli M., Torezan J.M.D., Gandolfi S., de Melo A.C.G., Kageyama P.Y., Marques M.C.M., Nave A.G., Martins S. V., Gandara F.B., Reis A., Barbosa L.M., & Scarano F.R. (2011) What role should government regulation play in Ecological Restoration? Ongoing debate in São Paulo State, Brazil. *Restoration Ecology*, **19**, 690–695.
- Benayas J.M.R., Bullock J.M., & Newton A.C. (2008) Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **6**, 329–336.
- Brando P.M. & Durigan G. (2004) Changes in cerrado vegetation after disturbance by frost (São Paulo State, Brazil). 205–215.
- Cabin R.J. (2007) Science-Driven Restoration: A Square Grid on a Round Earth? *Restoration Ecology*, **15**, 1–7.
- Cuevas Y.A. & Zalba S.M. (2009) Recovery of Native Grasslands after Removing Invasive Pines. *Restoration Ecology*, **18**, 711–719.
- DellaSala D., Martin A., Spivak R., Schulke T., Bird B., Criley M., van Daalen C., Kreilick J., Brown R., & Aplet G. (2003) A citizen's call for ecological forest restoration: forest restoration principles and criteria. *Ecological Restoration*, **21**, 14–23.
- Durigan G. & Melo A.C.G. (2011) An overview of public policies and research on ecological restoration in the state of São Paulo, Brazil. *Biodiversity Conservation in the Americas: Lessons and Policy Recommendation* (ed. by E. Figueroa), pp. 325–355.
- Elesbão L.E.G. (2011) *Performance do Pinus elliottii Engelm. e Pinus taeda L. em áreas arenizadas e degradadas no oeste do Rio Grande do Sul*. Universidade Federal de Santa Maria - RS,
- Finnoff D., Shogren J.F., Leung B., & Lodge D. (2007) Take a risk: Preferring prevention over control of biological invaders. *Ecological Economics*, **62**, 216–222.
- Flory S.L. & Clay K. (2009) Invasive plant removal method determines native plant community responses. *Journal of Applied Ecology*, **46**, 434–442.
- Hothorn T., Hornik K., Mark A. van de W., & Zeileis A. (2008) Implementing a Class of Permutation Tests: The coin Package. *Journal Of Statistical Software*, **28**, 1–23.

- Kettenring K.M. & Adams C.R. (2011) Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, **48**, 970–979.
- Langdon B., Pauchard A., & Aguayo M. (2010) *Pinus contorta* invasion in the Chilean Patagonia: local patterns in a global context. *Biological Invasions*, **12**, 3961–3971.
- Meira Neto J.A., Martins F.R., & Valente G.E. (2007) Composição florística e espectro biológico na Estação Ecológica de Santa Bárbara, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Árvore*, **31**, 907–922.
- Melo A.C.G. & Durigan G. (2010) Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara. .
- Myers J., Simberloff D., Kuris A., & Carey J. (2000a) Reply from J. Myers, D. Simberloff, A. Kuris and J. Carey. *Trends in Ecology & Evolution*, **15**, 515–516.
- Myers J.H., Simberloff D., Kuris A.M., & Carey J.R. (2000b) Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology & Evolution*, **15**, 316–320.
- Núñez M. a., Kuebbing S., Dimarco R.D., & Simberloff D. (2012) Invasive Species: to eat or not to eat, that is the question. *Conservation Letters*, **5**, 334–341.
- Pyke D.A., Brooks M.L., & D’Antonio C. (2010) Fire as a Restoration Tool: A Decision Framework for Predicting the Control or Enhancement of Plants Using Fire. *Restoration Ecology*, **18**, 274–284.
- Reis A., Bechara F.C., Espíndola M.B., Vieira N.K., & Souza L.L. (2003) Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação*, **1**, 28–36.
- Saltonstall K. & Bonnett G.D. (2012) Fire promotes growth and reproduction of *Saccharum spontaneum* (L.) in Panama. *Biological Invasions*, **14**, 2479–2488.
- Saporetti-Jr A.W., Meira-Neto J.A.A., & Almado R. (2003) Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no município de Bom Despacho, MG. *Revista Árvore*, 905–910.
- Simberloff D. (2003) How Much Information on Population Biology Is Needed to Manage Introduced Species? *Conservation Biology*, **17**, 83–92.
- Tannus J.L.S. (2007) *Estudo da vegetação dos campos úmidos de cerrado: aspectos florísticos e ecológicos*. UNESP - Rio Claro,
- Temperton V., Hobbs R., Nettle T., & Halle S. (2004) Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice. 465.
- Torsten H., Bretz F., & Westfall P. (2008) Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, **50**, 346–363.

Zalba S. & Villamil C. (2002) Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions*, **4**, 55–72.

Implicações para a prática

- A invasão por *Pinus elliottii* no campo cerrado ocorre em duas etapas. Na primeira etapa há o rompimento da resistência da comunidade nativa por influência de fatores climáticos (direção e velocidade do vento, distribuição das chuvas e ocorrência de geadas) e os primeiros invasores conseguem se estabelecer. Esses fatores são abióticos e estocásticos e não há como evitar a invasão por meio de práticas de manejo. Para que a invasão ocorra, em outras palavras, basta que as sementes sejam levadas pelo vento para ambientes úmidos e ensolarados. Se não houver a combinação de fatores favoráveis, as sementes morrem antes de se estabelecerem, uma vez que a espécie não forma banco de sementes.
- Enquanto os primeiros invasores crescem como árvores isoladas, há pouca influência sobre a comunidade de Cerrado e os efeitos da invasão são praticamente imperceptíveis. Até aqui, a erradicação da espécie invasora é fácil e barata, pois basta cortar as árvores isoladas e não há necessidade de intervenções para restauração.
- O verdadeiro problema surge na segunda etapa, quando os esparsos invasores atingem fase reprodutiva e dispersam sementes em muito alta densidade junto às plantas mãe (os primeiros invasores, chamados fundadores), sendo iniciada uma intensa colonização da espécie. Nessa etapa, a passagem do fogo pode eliminar todas as plantas pequenas de *Pinus*, de modo que a queima controlada seguida do corte dos sobreviventes resolveria o problema.
- Caso a invasão não seja controlada, onde anteriormente existia uma rica flora de cerrado, passa a se formar uma densa floresta de *Pinus*, composta pelos fundadores e pelos descendentes desses fundadores. Ocorre o fechamento do dossel, onde a grande densidade e dominância das árvores invasoras faz com que as espécies de cerrado desapareçam gradativamente. A recuperação do ecossistema nessas áreas passa a depender não só da erradicação da espécie invasora, mas também da reintrodução das espécies nativas, o que encarece consideravelmente a solução do problema.

- Ao redor da área densamente invadida, começam a surgir novos focos de invasão, desencadeados pelas sementes que voam mais longe, e o processo se repete. Qualquer ação de erradicação deve, portanto, começar pelas árvores isoladas, antes que se reproduzam.
- Os fatores associados à espécie invasora e responsáveis pela supracitada perda de diversidade variam de acordo com a forma de vida da espécie nativa. Plantas herbáceas sofrem grande influência das acículas depositadas no solo. Quanto maior esta camada de acículas mortas, maior a perda de espécies destas formas de vida. Para espécies de arbustos, há uma grande influência do fechamento do dossel provocado pelos *Pinus*. Isto porque a chegada das árvores invasoras diminui a luminosidade que chega ao subosque e prejudica os arbustos heliófilos, fazendo com que estes também desapareçam à medida que a densidade da invasão aumenta. Porém, embora se saiba que a inibição das espécies nativas é decorrente, sobretudo, do impedimento mecânico pela formação da espessa camada de acículas, a retirada desse material é impraticável. O fogo poderia ser eficaz, mas somente atrasaria a extinção das plantas do Cerrado, uma vez que as árvores invasoras adultas de *Pinus* não morrem pelo fogo e ações complementares se fazem necessárias.
- O fogo pode ser um grande aliado para frear o processo de invasão pelo *Pinus* e restabelecer a diversidade de espécies do Cerrado. Entretanto, se utilizado em frequência inadequada (mais de uma vez a cada quatro anos), e ao atuar junto com o fator estocástico geada, pode ter efeito acelerador do processo de extinção de algumas espécies nativas. Portanto, a utilização do fogo exige cautela e, antes da aplicação, as peculiaridades de cada área devem ser levadas em consideração.
- Operacionalmente, pode-se afirmar que a erradicação da espécie invasora *Pinus elliottii* é possível em ambientes de Cerrado, desde que seja viável acessar as árvores adultas para a operação de corte e que práticas complementares sejam adotadas para destruir as plantas jovens. Por isso, quando a invasão ocorrer em terrenos alagadiços, o trabalho será mais difícil e caro. A realização da operação em períodos de estiagem, portanto, será mais fácil e menos custosa.

- Além da vantagem operacional, a erradicação das árvores invasoras na estação seca é vantajosa porque as sementes de *Pinus* se mantêm viáveis no solo por tempo curto e não germinam em ambiente seco. O corte das árvores adultas nos meses subseqüentes à dispersão (março a junho), portanto, não é recomendado porque pode desencadear germinação maciça de *Pinus* se o clima for favorável.
- A composição da equipe de erradicação dependerá da estratégia a ser adotada, podendo incluir trabalhadores braçais com facão, motosserristas e até uma brigada de incêndio. Neste estudo, a estratégia de cortar as árvores, explorar a madeira e depois aplicar a queima prescrita para reduzir a quantidade de acículas acumuladas foi a que mais estimulou a regeneração espontânea da vegetação de cerrado, além de ser economicamente viável.
- As estratégias a serem adotadas para a erradicação das árvores de *Pinus* podem variar de acordo com o tipo de terreno, mas a exploração da madeira deve ser feita sempre que possível, primeiro por razões ecológicas (diminui o acúmulo de acículas) e, depois, porque pode gerar receita e minimizar os custos de controle da invasão. O impacto da retirada da madeira é desprezível quando feito manualmente (sem arraste) para árvores isoladas e, para áreas maciçamente invadidas é inexistente, simplesmente porque não há plantas nativas em regeneração.
- Após a erradicação das árvores invasoras, a área deve ser monitorada por, no mínimo, dois anos, para se avaliar o potencial de regeneração natural de espécies nativas. Caso a regeneração natural não ocorra ou seja muito lenta, plantios de restauração devem ser realizados, para evitar processos erosivos ou nova invasão pelo próprio *Pinus* ou por gramíneas exóticas, que são igualmente danosas à biodiversidade do Cerrado.
- Incorporar o custo da erradicação na cadeia produtiva de espécies exóticas invasoras como o *Pinus* não acarreta grande aumento nos custos de produção, soluciona conflitos entre áreas vizinhas com objetivos diferentes (produção x conservação) e desonera a sociedade do custo da erradicação.